



Environnement
Canada

Environment
Canada

Service
Météorologique
du Canada

Meteorological
Service
of Canada



Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada

Canada

Catalogage de Bibliothèques et Archives Canada - Publication

Principale entrée sous le titre :

Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada.
[ressources électroniques]

Publié sur CD-ROM

Aussi publié sous le titre : 2004 Canadian Acid Deposition Science Assessment.

Inclut les références bibliographiques.

ISBN 0-662-78441-3

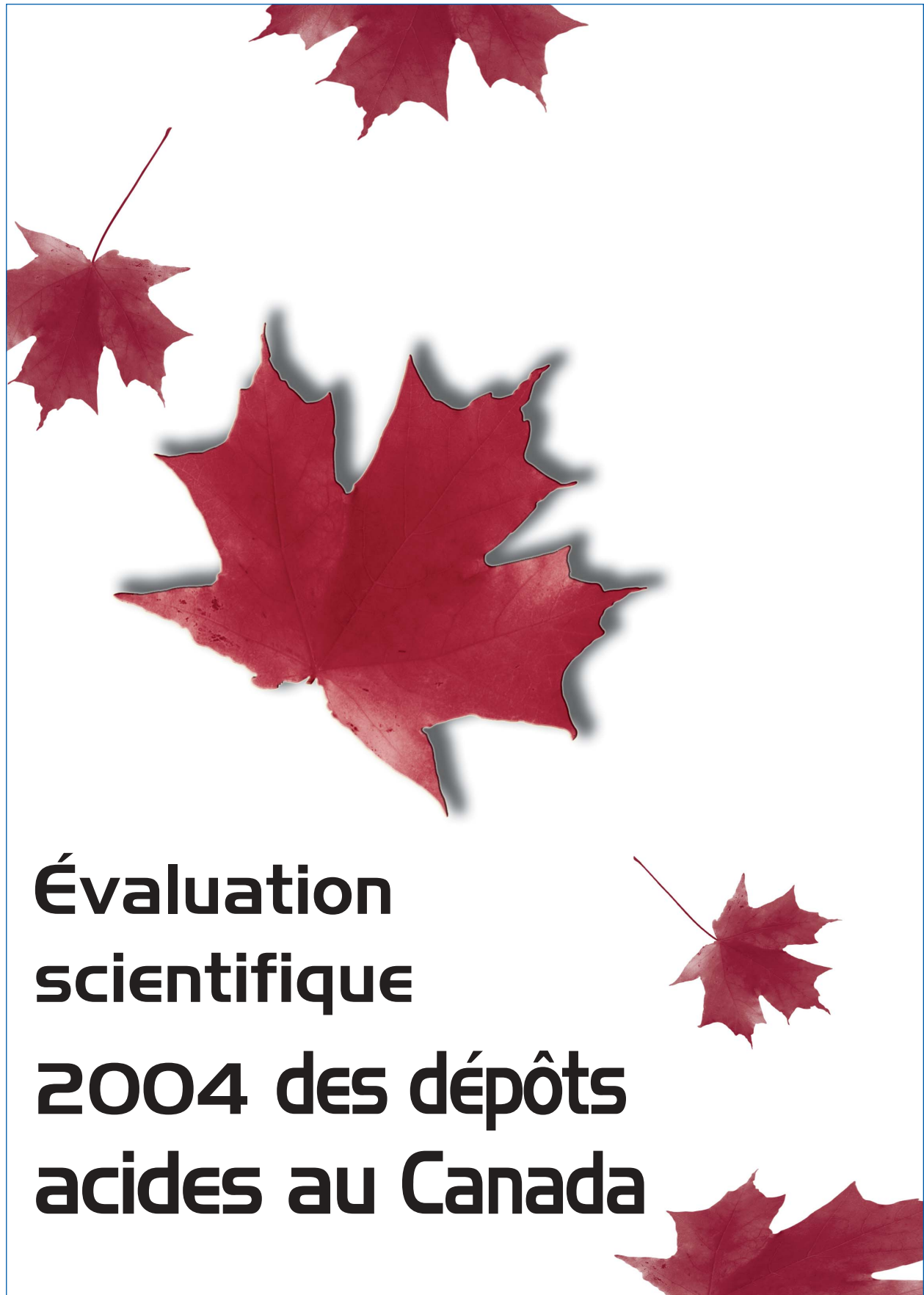
N° de cat. En4-46/2004F-MRC

1. Pluies acides – Aspects environnementaux – Canada.
2. Pluies acides (météorologie) – Aspect environnementaux – Canada.
3. Dépôts acides – Aspects environnementaux -- Canada.
4. Pollution acide des rivières, des lacs, etc. – Aspects environnementaux – Canada.
5. Surveillance de l'environnement – Canada.
1. Service météorologique du Canada.

TD 195.54C3C32 2005

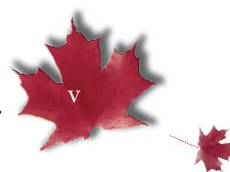
363.738'62'0971

C2005-980004-6



**Évaluation
scientifique
2004 des dépôts
acides au Canada**

Sommaire	xxxvii
Chapitre 1 Introduction	1
Chapitre 2 Les émissions polluantes en cause dans les dépôts acides en Amérique du Nord	5
2.1 Messages clés	5
2.2 Introduction	5
2.3 Inventaires d'émissions	6
2.3.1 Inventaire canadien des principaux contaminants atmosphériques	6
2.3.2 Le <i>National Emissions Inventory</i> des États-Unis	6
2.3.3 Modification des méthodes	7
2.4 Sources et tendances des émissions acidifiantes	7
2.4.1 Sources d'émissions de SO _x , NO _x et de NH ₃	7
2.4.2 Tendances des émissions de SO _x , NO _x et NH ₃	7
2.4.3 Sources et émissions de cations basiques	8
2.5 Distribution géographique des émissions acidifiantes	9
2.5.1 Distribution géographique des émissions de SO ₂	9
2.5.2 Distribution géographique des émissions de NO _x	9
2.5.3 Distribution géographique des émissions de NH ₃	9
2.6 Prévisions des émissions acidifiantes	10
2.6.1 Description des prévisions d'émissions canadiennes	10
2.6.2 Description des prévisions d'émissions américaines	13
2.6.3 Prévisions d'émissions acidifiantes au Canada et aux États-Unis	13
2.7 Incertitudes entachant les inventaires d'émissions	13
2.8 Orientations futures	14
2.9 Bibliographie	14
Chapitre 3 Les réactions de l'atmosphère suite aux changements dans les émissions	15
3.1 Messages clés	15
3.2 Introduction	15
3.3 Dépôts humides, secs et totaux	16
3.3.1 Dépôts humides	16
3.3.1.1 Les dépôts humides à l'échelle du continent	17
3.3.1.2 Perspective canadienne des dépôts humides	20
3.3.2 Dépôts secs et totaux	22
3.3.2.1 Moyenne sur 5 ans des dépôts secs et totaux	24
3.3.2.2 Dépôts secs et totaux annuels	26
3.3.2.3 Dépôts secs et totaux saisonniers	27



3.4	Variations temporelles des espèces acidifiantes dans l'air, les précipitations et les dépôts humides en fonction de l'évolution des émissions	29
3.4.1	Tendances des émissions de SO ₂ et de NO _x dans l'est de l'Amérique du Nord.....	30
3.4.2	Tendances temporelles des principaux ions dans l'air et les précipitations à certaines stations de mesure	32
3.4.2.1	Analyse qualitative des tendances aux stations de mesure du Canada et des États-Unis	33
3.4.2.2	Analyse quantitative des tendances aux stations de mesure canadiennes.....	35
3.4.2.2.1	Soufre	37
3.4.2.2.2	Azote	39
3.4.3	Relation entre l'évolution des émissions et les variations temporelles de la distribution à grande échelle des dépôts humides	40
3.4.3.1	Relation entre l'évolution de la distribution des dépôts humides et celle des émissions	40
3.4.3.1.1	Soufre	40
3.4.3.1.2	Azote	43
3.4.3.2	Relation entre les émissions intégrées et les dépôts humides intégrés dans l'est de l'Amérique du Nord	46
3.4.3.2.1	Soufre	46
3.4.3.2.2	Azote	48
3.4.3.3	Influence des émissions du Canada et des États-Unis sur les dépôts humides dans l'est des deux pays	50
3.4.3.3.1	Soufre	50
3.4.3.3.2	Azote	55
3.4.4	Dépôts de polluants acides attribuables aux nuages dont la base est à la surface	55
3.5	Attribution des sources.....	57
3.5.1	Méthodologie	57
3.5.2	Résultats de l'analyse d'attribution des sources	65
3.5.3	Discussion et résumé.....	84
3.6	Conclusions	87
3.7	Remerciements	88
3.8	Bibliographie	88
Annexe 3.1.	Cartes des émissions de SO ₂ et de NO _x (1990).....	91
Annexe 3.2.	Incertitudes associées à l'estimation des quantités de dépôts d'azote.....	93
Annexe 3.3.	Contributions normalisées selon la superficie, par secteur.....	97

Chapitre 4 Les mesures de contrôle des émissions actuelles et proposées: comment les dépôts acides seront-ils affectés? 99

4.1	Messages clés	99
4.2	Introduction	99
4.3	Les conclusions de l'évaluation de 1997	101
4.4	La description des modèles et de la méthodologie	102
4.4.1	Le modèle lagrangien du SEA sur le soufre (MLSS)	102
4.4.2	Le modèle lagrangien du SEA sur l'azote (MLSN)	103
4.4.3	Le modèle d'évaluation intégré (MEI)	103
4.4.4	Le modèle régional lagrangien pour les dépôts acides (RELAD)	104
4.4.5	Le modèle des dépôts acides et de polluants oxydants (MDAO).....	104
4.4.5.1	Description du modèle	104
4.4.5.2	Le groupement des épisodes	105
4.4.5.3	L'évaluation de la performance du modèle MDAO	105
4.4.5.4	La calibration des dépôts humides et des concentrations ambiantes	106



4.4.5.5	Le calcul du dépassement de la charge critique	106
4.4.5.6	Les récents développements	107
4.5	L'application des modèles régionaux des dépôts acides	107
4.5.1	L'Ouest canadien	107
4.5.2	L'est du Canada	109
4.5.2.1	Les nouveaux scénarios et pseudo-scénarios MDAO de contrôle des émissions	109
4.5.2.1.1	La description de quelques scénarios de contrôle des émissions de SO ₂	112
4.5.2.1.2	La description des scénarios de contrôle des émissions de NO _x	120
4.5.2.1.3	Les résultats des scénarios clés du MDAO	123
4.5.2.1.4	Analyses supplémentaires des simulations MDAO	132
4.5.2.2	Les nouvelles applications du MEI	144
4.5.2.2.1	La comparaison des prévisions des modèles MEI et MDAO	144
4.5.2.2.2	La description de nouveaux scénarios MEI de contrôle des émissions	144
4.6	Les nouveaux développements	146
4.6.1	Les études sur les nouvelles sources de contribution du soufre et sur les MSR	146
4.6.2	Les nouvelles matrices des sources et des milieux récepteurs d'azote	149
4.6.3	L'établissement d'un nouveau modèle eulérien des dépôts acides	151
4.7	Des suggestions pour les travaux futurs	153
4.8	Conclusions	154
4.9	Remerciements	157
4.10	Bibliographie	157

Chapitre 5 Les effets sur les forêts et les sols 163

5.1	Messages clés	163
5.2	Introduction	163
5.3	Conclusions de l'évaluation de 1997	164
5.4	Les effets des dépôts acides sur les sols et les forêts	165
5.4.1	La déplétion en cations basiques et la santé des forêts	165
5.4.1.1	La déplétion en cations basiques et la croissance et la vigueur des forêts	165
5.4.1.2	La déplétion en cations basiques, la tolérance au gel et aux stress biotiques et abiotiques..	166
5.4.2	L'acidification et les microbes du sol	167
5.4.3	L'impact direct des dépôts acides sur les surfaces foliaires et sur la reproduction	167
5.4.4	La croissance des forêts et les charges critiques	167
5.5	Les sources de S, son transport et son devenir dans des bassins versants du Canada	168
5.5.1	Le bilan du S et ses réserves dans des bassins versants de l'est du Canada	168
5.5.1.1	Les paramètres entrant dans le calcul du bilan entrée-sortie	168
5.5.1.2	Les résultats du bilan du S de bassins versants de l'est du Canada	168
5.5.1.3	Les sources internes potentielles de l'exportation du S	169
5.5.1.3.1	L'altération	170
5.5.1.3.2	L'oxydation des composés de S réduit	170
5.5.1.3.3	La désorption	170
5.5.1.3.4	La minéralisation	172
5.5.1.4	Les conséquences des pertes nettes de S sur l'acidité du sol et sur les eaux de surface	173
5.6	Le cyclage du N dans les sols forestiers et son lien possible avec le phénomène de saturation en N	173
5.6.1	Le bilan de N dans les bassins versants forestiers	173
5.6.2	Le taux de minéralisation du N dans les stations forestières de l'est du Canada	175
5.6.2.1	Discussion	178
5.6.3	Le cyclage à court terme du N dans trois bassins versants forestiers contrastés	180
5.6.4	Les expériences d'amendement en N dans trois stations forestières contrastées de l'est du Canada: les deux premières années de mesures de la solution du sol	183
5.6.4.1	La méthodologie	183



5.6.4.2	Discussion.....	183
5.6.4.2.1	Les effets de la fertilisation	184
5.6.4.2.2	L'analyse d'un cas	184
5.6.5	Les conclusions des expériences d'amendement en N	187
5.7	Le transfert d'alcalinité des bassins versants aux eaux de surface: le rôle des cations basiques	187
5.7.1	Les bilans de cations basiques des forêts de l'est du Canada	188
5.7.1.1	La dynamique des cations basiques dans les sols forestiers	190
5.7.2	L'évaluation des réserves du sol en cations basiques des bassins versants du réseau TADPA-Québec et leur relation avec la chimie des lacs	190
5.7.2.1	La méthodologie	190
5.7.2.2	Résultats et discussion	191
5.8	Conclusions	193
5.9	Bibliographie	194
Chapitre 6 Effets sur la chimie et le biote aquatiques.....		203
6.1	Messages clés	203
6.2	Conclusions de l'évaluation de 1997.....	203
6.3	La chimie aquatique	204
6.3.1	L'état des lacs	204
6.3.1.1	Description des données.....	204
6.3.1.2	L'état chimique actuel	206
6.3.1.3	Les implications d'utiliser la base de données sur l'état actuel.....	213
6.3.2	Les transformations chimiques dans les lacs	217
6.3.2.1	Les analyses de tendances	217
6.3.2.1.1	La région de l'Atlantique.....	218
6.3.2.1.2	La région du Québec	220
6.3.2.1.3	La région de l'Ontario	222
6.3.2.2	Analyse des inventaires successifs.....	224
6.3.2.3	La paléolimnologie	225
6.3.2.4	La relation entre l'évolution des dépôts atmosphériques et la réaction des eaux de surface	226
6.3.2.5	Les facteurs autres que les retombées atmosphériques en cause dans l'évolution chimique des lacs	228
6.4	Le biote aquatique	230
6.4.1	Les algues benthiques.....	231
6.4.2	Les invertébrés	232
6.4.2.1	Les espèces nectoniques.....	232
6.4.2.2	Les espèces benthiques	235
6.4.2.3	Les macroinvertébrés, source alimentaire pour la sauvagine	237
6.4.2.3.1	Les types de mesures des macroinvertébrés	238
6.4.2.3.2	L'ordination des macroinvertébrés	239
6.4.3	Les poissons dulçaquicoles	243
6.4.4	Les oiseaux aquatiques nicheurs	245
6.4.4.1	Les tendances temporelles	245
6.4.4.1.1	Les couples reproducteurs	245
6.4.4.1.2	Le rendement de reproduction.....	247
6.4.4.2	Les habitats associés.....	250
6.4.4.3	Le mercure	253
6.4.5	Le saumon atlantique	255
6.4.5.1	Son état et les tendances	256
6.4.5.2	Son habitat	257



6.5	L'acidification par l'azote	257
6.6	Résumé du chapitre	262
6.7	Bibliographie	266
Annexe 6.1	277

Chapitre 7 Le rétablissement des écosystèmes aquatiques 279

7.1	Messages clés	279
7.2	Conclusions de l'évaluation de 1997.....	279
7.3	Qu'est-ce que le rétablissement ?	280
7.4	Observations de rétablissement	282
7.4.1	Lacs faisant partie de programmes régionaux de surveillance	282
7.4.1.1	Le rétablissement chimique	282
7.4.2	Lacs proches d'importantes sources ponctuelles.....	285
7.4.2.1	Rétablissement chimique	285
7.4.2.2	Rétablissement biologique dans la région de Sudbury	286
7.4.2.2.1	Algues	287
7.4.2.2.1.1	Algues planctoniques	287
7.4.2.2.1.2	Algues benthiques	289
7.4.2.2.2	Invertébrés	290
7.4.2.2.2.1	Invertébrés planctoniques.....	290
7.4.2.2.2.2	Invertébrés benthiques	295
7.4.3	Région des lacs expérimentaux: expériences de manipulation	297
7.4.3.1	Rétablissement chimique	299
7.4.3.2	Rétablissement physique	300
7.4.3.3	Rétablissement biologique	300
7.4.3.3.1	Algues	300
7.4.3.3.1.1	Algues planctoniques	300
7.4.3.3.1.2	Algues benthiques	301
7.4.3.3.2	Invertébrés	301
7.4.3.3.2.1	Invertébrés planctoniques.....	301
7.4.3.3.2.2	Invertébrés benthiques	302
7.4.3.3.3	Vertébrés	302
7.4.3.3.3.1	Poissons	302
7.4.3.3.3.2	Hirondelles	303
7.4.3.4	Interprétation à l'échelle des écosystèmes	303
7.5	Restauration et gestion des populations de poissons	304
7.5.1	Poissons de pêche sportive dans les lacs acides de l'Ontario	304
7.5.2	Saumon de l'Atlantique des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse	306
7.5.3	Corégone de l'Atlantique.....	308
7.6	Prévisions de rétablissement	309
7.6.1	Données et modélisation	309
7.6.2	Définition des scénarios de dépôts	310
7.6.3	Prévisions à l'équilibre.....	313
7.6.3.1	Chimie de l'eau	313
7.6.3.2	Aspects biologiques.....	319
7.6.3.2.1	Petits poissons	321
7.6.3.2.2	Oiseaux aquatiques	326
7.6.4	Prévision de l'évolution des conditions chimiques en fonction du temps	329
7.7	Résumé	330
7.8	Remerciements	334
7.9	Bibliographie	334



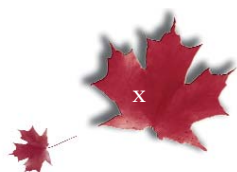
Chapitre 8 Les charges critiques sont-elles dépassées?	341
8.1 Messages clés	341
8.2 Introduction	341
8.2.1 Contexte	342
8.2.2 Conclusions de l'évaluation de 1997	343
8.3 Définitions, seuils chimiques et méthodes	344
8.3.1 Définitions	344
8.3.2 Seuils chimiques	345
8.3.3 Méthodes de détermination des charges critiques	346
8.3.3.1 Milieux aquatiques	346
8.3.3.2 Milieux terrestres	349
8.3.3.3 Combinaison des estimations de dépassement en milieux aquatiques et terrestres	350
8.4 Charges critiques et dépassements	350
8.4.1 Charges critiques du milieu aquatique	350
8.4.2 Charges critiques terrestres	355
8.4.3 Dépassement des charges critiques des écosystèmes aquatiques	355
8.4.4 Dépassement des charges critiques des écosystèmes terrestres	357
8.4.5 Cartes combinées des charges critiques et des dépassements	362
8.5 Résumé	365
8.6 Remerciements	366
8.7 Bibliographie	367

Chapitre 9 Les effets des dépôts acides sur la santé humaine **371**

9.1 Messages clés	371
9.2 Introduction	371
9.3 Conclusions de l'évaluation de 1997	371
9.4 Études épidémiologiques	372
9.4.1 Association avec la mortalité	372
9.4.2 Association avec la morbidité	374
9.4.2.1 Association avec les admissions dans les hôpitaux et les visites au service d'urgence	374
9.4.2.2 Association avec les fonctions pulmonaires et les symptômes respiratoires	375
9.4.2.2.1 Enfants	375
9.4.2.2.2 Adultes	378
9.5 Études cliniques	379
9.6 Études toxicologiques	379
9.6.1 Études à court terme	380
9.6.2 Études à moyen terme	381
9.6.3 Études à long terme	382
9.7 Résumé	382
9.8 Bibliographie	382

Chapitre 10 Avantages socio-économiques et coûts de la réduction des dépôts acides **387**

10.1 Messages clés	387
10.2 Introduction: le rôle de l'économie dans la stratégie de réduction des dépôts acides	387
10.3 L'évaluation des dommages des dépôts acides et estimation des bénéfices de la réduction	387
10.3.1 L'évaluation économique des paramètres de l'environnement	388
10.3.1.1 Les étapes d'évaluation	388
10.3.1.2 La valeur marginale et globale: durabilité et sources	389
10.3.1.3 L'évaluation: approches et techniques	390





10.3.2 Les efforts d'évaluation des bénéfices sur des paramètres déterminés	392
10.3.2.1 La corrosion des matériaux	392
10.3.2.2 L'agriculture	393
10.3.2.3 L'industrie du bois	394
10.3.2.4 La visibilité	395
10.3.2.5 Les biens et services d'environnement non marchands	396
10.3.2.6 Les effets sur la santé	400
10.3.2.7 Sommaire	401
10.4 Les coûts associés à la réduction des dépôts acides	401
10.4.1 La démarche d'estimation des coûts	401
10.4.2 Le travail d'évaluation actuel des coûts	401
10.5 Conclusions	402
10.6 Bibliographie	403

Chapitre 11 Les cobénéfices et les liens avec d'autres questions de qualité de l'air..... 405

11.1 Messages clés	405
11.2 Introduction	405
11.3 Matières particulaires	405
11.3.1 Visibilité	406
11.4 Ozone troposphérique	406
11.5 Changement climatique	406
11.6 Eutrophisation	408
11.7 Bioaccumulation du mercure	408
11.8 Résumé et conclusions	408
11.9 Bibliographie	409

Chapitre 12 CONCLUSION: Les réponses de la science aux questions clés, les lacunes scientifiques, les recherches à venir 411

12.1 Est-ce qu'au Canada les dépôts acides affectent encore l'environnement et la santé des Canadiens? Si oui, où, et dans quelle mesure les affectent-ils?	411
12.1.1 L'environnement canadien	411
12.1.1.1 Effets sur les forêts	413
12.1.1.2 La chimie du milieu aquatique et du sol	415
12.1.1.3 La biologie aquatique	415
12.1.2 La santé humaine	416
12.2 Quelles sont les tendances actuelles des émissions acidifiantes et celles prévues?	416
12.2.1 Le dioxyde de soufre	416
12.2.2 Les oxydes d'azote	417
12.3 D'où proviennent les sources industrielles majeures des émissions acidifiantes qui affectent les écosystèmes canadiens?.....	417
12.3.1 Quelles sont les sources industrielles majeures des émissions acidifiantes au Canada et aux É.-U.?	417
12.3.2 Quelles sont les principales régions sources des émissions qui affectent les écosystèmes canadiens?	418
12.4 Faut-il réduire davantage les émissions produites au Canada et aux É.-U.? Si oui, de combien faut-il le faire et où sont situées les sources?	423
12.5 Réduire les NO _x peut-il compenser pour le besoin de réduire le SO ₂ ? Est-ce que la saturation en azote présente un problème? Quels sont les impacts de la réduction des émissions de NO _x sur les écosystèmes canadiens?.....	424
12.6 Existe-t-il d'autres facteurs qui pourraient faire diminuer l'efficacité des réductions des émissions?	424



12.7	Est-ce que les écosystèmes affectés montrent des signes de rétablissement à la suite des mesures de réduction des émissions de SO ₂ qui ont été appliquées dans le passé? Dans l'affirmative, comment le rétablissement s'effectue-t-il? Sinon, pourquoi? Et quand et à quelles conditions peut-on s'attendre à un rétablissement considéré acceptable au plan environnemental? Quel rôle jouent les émissions de NO _x ? ..	425
12.8	Quels avantages socio-économiques peut-on tirer de l'atténuation des dépôts acides?.....	426
12.9	Quels liens relient les dépôts acides aux autres polluants? Quelle est l'implication des dépôts acides dans la formation des matières particulaires et de l'ozone? Dans la pollution par le mercure? Et quelle part prennent-ils au phénomène des changements climatiques?	427
12.9.1	Les matières particulaires	427
12.9.2	L'ozone	427
12.9.3	Les changements climatiques	427
12.9.4	Le mercure	427
12.10	Où doit-on poursuivre les activités de surveillance de l'atmosphère et des écosystèmes?	428
12.11	Vers quels aspects du problème des dépôts acides devrions-nous centrer les efforts de recherche?.....	428
12.11.1	Les émissions	428
12.11.2	La surveillance et l'analyse des dépôts atmosphériques.....	428
12.11.3	Les forêts et les sols	428
12.11.4	La chimie aquatique	428
12.11.5	Le biote terrestre et aquatique.....	429
12.11.6	Les modèles de la chimie de l'atmosphère.....	430
12.11.7	Les aspects socio-économiques	430
12.12	Conclusion	430

Liste des figures

Figure 2.1.	Distribution des émissions annuelles totales de SO ₂ au Canada en 2000 (kg/km ²).	10
Figure 2.2.	Distribution des émissions annuelles totales de NO _x au Canada en 2000 (kg NO ₂ /km ²).	11
Figure 2.3.	Distribution des émissions annuelles totales de NH ₃ au Canada en 2000 (kg NH ₃ /km ²).	12
Figure 3.1.	Stations de surveillance des dépôts humides fédérales, provinciales et des États-Unis en activité en juin 2004. RCEPA: Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air.	17
Figure 3.2.	Tendances de la moyenne sur 5 ans (1996-2000) a) des dépôts humides de nsmSO ₄ ²⁻ ; b) des dépôts humides de NO ₃ ⁻ ; c) du pH sur l'est de l'Amérique du Nord.....	18
Figure 3.3.	Emplacement des stations de surveillance de la chimie des précipitations/des dépôts humides et de la chimie de l'atmosphère/des dépôts secs du RCEPA en juin 2004 (les stations d'Esther et de Sutton sont fermées depuis 2002).	20
Figure 3.4.	Dépôts humides annuels de sulfates non marins (nsmSO ₄ ²⁻) et de sulfates marins (ssSO ₄ ²⁻) dans des stations choisies du RCEPA de toutes les régions du Canada de 1986 à 2002. La station du RCEPA de Bratt's Lake n'apparaît pas parce qu'elle n'a connu sa première année complète d'activité qu'en 2002.	21
Figure 3.5.	Dépôts humides de nitrates mesurés dans les stations sélectionnées du RCEPA de toutes les régions du Canada de 1986 à 2002. La station du RCEPA de Bratt's Lake n'apparaît pas parce qu'elle n'a connu sa première année complète d'activité qu'en 2002.....	22
Figure 3.6.	Composition en ions des dépôts humides mesurés aux stations du RCEPA. Chaque pointe de couleur représente la proportion des dépôts humides totaux d'ions (en équivalents) à laquelle cet ion correspond (voir la légende). Les valeurs calculées correspondent au flux moyen établi sur 3 ans de dépôts humides de chaque ion pour la période 2000-2002. L'aire de chaque cercle est directement proportionnelle aux dépôts humides totaux d'ions (en équivalents) à la station en question.	23



Figure 3.7.	Moyenne sur 5 ans (1998-2002) des flux de dépôts secs, humides et totaux de soufre et d'azote oxydé aux stations de surveillance de dépôts secs du RCEPA. Les nombres entre parenthèses représentent le ratio entre les moyennes sur 5 ans des dépôts secs et totaux. En raison des limitations associées aux périodes d'activité, les résultats de la station de Bratt's Lake (Saskatchewan) ne correspondent qu'à une seule année de mesures (2002) et ceux de la station de Sutton (Québec) correspondent à quatre ans de mesures. Les valeurs des dépôts secs d'azote oxydé ne comprennent pas les dépôts secs de NO, de NO ₂ ou de PAN	25
Figure 3.8.	Quantité des flux annuels de dépôts secs, humides et totaux de soufre (en kg S/ha/a) aux stations de dépôts secs du RCEPA, 1998-2002. Les nombres figurant le long de l'axe supérieur de chaque graphique représentent le ratio S/T pour chaque année.	26
Figure 3.9.	Quantité des flux annuels de dépôts secs, humides et totaux d'azote (en kg S/ha/a) aux stations de dépôts secs du RCEPA, 1998-2002 (dépôts secs de HNO ₃ et de p-NO ₃ seulement). Les nombres figurant le long de l'axe supérieur de chaque graphique représentent le ratio S/T pour chaque année.	27
Figure 3.10.	Valeurs saisonnières des dépôts secs, humides et totaux de S (en kg S/ha/saison) aux stations du RCEPA, 1998-2002. Les flux de dépôts secs et humides sont additifs, de sorte que le sommet de la barre supérieure correspond à la quantité totale de dépôts de S. La ligne rouge représente le ratio S/T pour chaque saison, et la ligne horizontale le niveau où 50% des dépôts totaux sont attribuables aux dépôts secs. Les saisons sont présentées dans l'ordre suivant: hiver, printemps, été, automne, et sont définies comme suit: l'hiver, de décembre à février; le printemps, de mars à mai; l'été, de juin à août; l'automne, de septembre à novembre.	28
Figure 3.11.	Valeurs saisonnières des dépôts secs, humides et totaux de N (en kg N/ha/saison) aux stations du RCEPA, 1998-2002 (dépôts secs de HNO ₃ et de p-NO ₃ seulement). Les flux de dépôts secs et humides sont additifs, de sorte que le sommet de la barre supérieure correspond à la quantité totale de dépôts de N. La ligne rouge représente le ratio S/T pour chaque saison, et la ligne horizontale le niveau où 50% des dépôts totaux sont attribuables aux dépôts secs. Les saisons sont présentées dans l'ordre suivant: hiver, printemps, été, automne, et sont définies comme suit: l'hiver, de décembre à février; le printemps, de mars à mai; l'été, de juin à août; l'automne, de septembre à novembre.	29
Figure 3.12.	Émissions intégrées a) de SO ₂ , b) de NO _x , en Mt/a, dans l'est du Canada (ECN), l'est des États-Unis (EUS) et l'est de l'Amérique du Nord (ENA), de 1980 à 2001. On remarquera la forte baisse des émissions de SO ₂ dans l'est des États-Unis en 1995 et en 1999 par suite des modifications des phases 1 et 2 apportées à la Clean Air Act des États-Unis. La zone d'intégration est représentée en médaillon (c).	30
Figure 3.13.	Évolution des émissions de SO ₂ (en %) des États et provinces, de 1990-1994 à 1996-2000. Les chiffres correspondent à la moyenne sur 5 ans des émissions pour 1996-2000, moins la moyenne sur 5 ans des émissions pour 1990-1994, divisée par la moyenne sur 5 ans des émissions pour 1990-1994, et exprimée en pourcentage. Les variations négatives (en bleu) indiquent qu'il y a eu réduction des émissions entre 1990-1994 et 1996-2000, et les variations positives (en rouge) qu'il y a eu augmentation. Les fondries de Sudbury (Ontario) et Rouyn-Noranda (Québec) sont présentées séparément du reste de leur provinces respectives.	31
Figure 3.14.	Évolution des émissions de NO _x (en %) des états et provinces de 1990-1994 à 1996-2000. Les chiffres correspondent à la moyenne sur 5 ans des émissions pour 1996-2000, moins la moyenne sur 5 ans des émissions pour 1990-1994, divisée par la moyenne sur 5 ans des émissions pour 1990-1994, et exprimée en pourcentage. Les variations négatives (en bleu) indiquent qu'il y a eu réduction des émissions entre 1990-1994 et 1996-2000, et les variations positives (en rouge) qu'il y a eu augmentation.	32
Figure 3.15.	Tendances temporelles des concentrations de SO ₂ et de SO ₄ ²⁻ dans l'air et des concentrations de SO ₄ ²⁻ dans les précipitations à certaines stations du RCEPA (au Canada) et du CASTNET (aux États-Unis). Les tendances ont été produites au moyen de la méthode du lissage de type noyau. Nous avons multiplié par	

	5 les concentrations de sulfates dans l'air afin de les mettre à l'échelle des autres espèces atmosphériques. Vincennes et Woodstock ne produisent pas de données sur la composition chimique des précipitations.	33
Figure 3.16.	Tendances temporelles des concentrations de NO_3^- total ($\text{HNO}_3 + \text{p-NO}_3^-$) dans l'air et des concentrations de NO_3^- dans les précipitations à certaines stations du RCEPA et du CASTNET. Les tendances ont été produites au moyen de la méthode du lissage de type noyau. Vincennes et Woodstock ne produisent pas de données sur la composition chimique des précipitations.	34
Figure 3.17.	Tendances temporelles à long terme des concentrations de SO_2 et de nsmSO_4^{2-} dans l'air et de nsmSO_4^{2-} dans les précipitations aux stations du RCEPA. Les tendances ont été produites à partir d'un modèle géométrique de série chronologique par les moindres carrés publié par Sirois (1993).	35
Figure 3.18.	Tendances temporelles à long terme des concentrations de NO_3^- total ($\text{HNO}_3 + \text{p-NO}_3^-$) dans l'air et de NO_3^- dans les précipitations aux stations du RCEPA. Les tendances ont été produites à partir d'un modèle géométrique de série chronologique par les moindres carrés publié par Sirois (1993).	36
Figure 3.19.	Évolution de la distribution spatiale des dépôts humides de nsmSO_4^{2-} (en kg/ha/a) dans l'est de l'Amérique du Nord, du début à la fin de la décennie 1990. La carte a) illustre la distribution moyenne sur 5 ans des dépôts humides pour la période 1990-1994; la carte b) illustre la distribution moyenne sur 5 ans pour la période 1996-2000.....	40
Figure 3.20.	Régions de l'est du Canada délimitées par les contours de 15 kg/ha/a et de 20 kg/ha/a de nsmSO_4^{2-} , 1980-2000. On remarquera que les années 1988 et 1990 ont connu de fortes précipitations, ce qui explique les valeurs élevées observées.	41
Figure 3.21.	Écarts absolus (rangée du haut) et en pourcentage (rangée du bas) de la moyenne sur 5 ans a) et d) des dépôts humides de nsmSO_4^{2-} , b) et e) des concentrations de nsmSO_4^{2-} pondérées en fonction des précipitations, c) et f) de la hauteur des précipitations, de 1990-1994 à 1996-2000. Le bleu correspond à la baisse observée entre 1990-1994 et 1996-2000 et le rouge, à une hausse observée entre 1990-1994 et 1996-2000. L'écart en pourcentage correspond à 100 fois l'écart obtenu en soustrayant des valeurs de 1996-2000 celles de 1990-1994, divisé par la valeur de 1990-1994.	42
Figure 3.22.	a) Écart des émissions de SO_2 (en %) et b) écart des concentrations de nsmSO_4^{2-} pondérées en fonction des précipitations (en mg/L), de 1990-1994 à 1996-2000. Les émissions des fonderies de métaux non ferreux de Sudbury et Rouyn-Noranda sont pointées séparément des émissions du reste de l'Ontario et du reste du Québec (à gauche).	43
Figure 3.23.	Distribution spatiale des dépôts humides de NO_3^- sur l'est de l'Amérique du Nord au début et à la fin des années 1990. La carte a), à gauche, illustre la distribution moyenne sur 5 ans des dépôts humides pour la période 1990-1994; la carte b), à droite, illustre la distribution moyenne sur 5 ans pour la période 1996-2000. Aucun écart d'importance ne se dégage entre les deux.....	44
Figure 3.24.	Écarts absolus (rangée du haut) et en pourcentage (rangée du bas) de la moyenne sur 5 ans a) et d) des dépôts humides de NO_3^- , b) et e) des concentrations de NO_3^- pondérées en fonction des précipitations, c) et f) de la hauteur des précipitations, de 1990-1994 à 1996-2000. Le bleu correspond à une baisse entre 1990-1994 et 1996-2000 et le rouge, à une hausse entre ces deux périodes. L'écart en pourcentage correspond à 100 fois l'écart obtenu en soustrayant des valeurs de 1996-2000 celles de 1990-1994, divisé par la valeur de 1990-1994.	45
Figure 3.25.	a) Évolution des émissions de NO_x (en %) et b) évolution des concentrations moyennes de NO_3^- pondérées en fonction des précipitations (en mg/L), de 1990-1994 à 1996-2000. Notons qu'entre les régions l'augmentation des émissions et l'augmentation des concentrations correspondent et de même pour la diminution des émissions et celle des concentrations.	45





Figure 3.26.	Émissions de SO ₂ intégrées et dépôts humides de nsmSO ₄ ²⁻ intégrés retombés sur l'est du Canada et des États-Unis au cours des périodes a) 1990-1994 et b) 1996-2000, exprimées en mégatonnes de soufre par an. La zone d'intégration est illustrée dans les cartes en médaillon.	46
Figure 3.27.	Corrélation linéaire entre les émissions de soufre (en Mt) et les dépôts humides de S (en Mt) intégrés retombés sur l'est de l'Amérique du Nord pour les années 1980-2001. Les couleurs correspondent aux périodes 1980-1989 (bleu), 1990-1994 (rose) et 1995-2001 (jaune). R est le coefficient de corrélation.	47
Figure 3.28.	Valeurs annuelles a) des émissions intégrées de SO ₂ , b) des dépôts humides de SO ₄ ²⁻ non marin dans l'est du Canada, l'est des États-Unis et l'est de l'Amérique du Nord. Ces valeurs ont servi à vérifier les écarts significatifs entre les deux périodes 1984-1994 et 1995-2001.	48
Figure 3.29.	Moyenne sur 5 ans des émissions intégrées de N-NO _x et des dépôts humides de N-NO ₃ retombés sur l'est du Canada et des États-Unis a) pour la période 1990-1994; b) pour la période 1996-2000. La carte en médaillon indique la zone d'intégration.	49
Figure 3.30.	Valeurs annuelles a) des émissions intégrées de NO _x , b) des dépôts humides de NO ₃ dans l'est du Canada, l'est des États-Unis et l'est de l'Amérique du Nord, exprimées en mégatonnes d'azote par an. Ces valeurs ont servi à vérifier les écarts significatifs entre les périodes 1984-1994 et 1995-2001.	49
Figure 3.31.	Corrélation linéaire entre les émissions annuelles de N et les dépôts humides de N intégrés dans l'est de l'Amérique du Nord, 1980-2001. À chaque couleur correspond une période: 1980-1989 (bleu), 1990-1994 (rose) et 1995-2001 (jaune). R est le coefficient de corrélation.	50
Figure 3.32.	Diagrammes en boîte comparatifs de la teneur en SO ₄ ²⁻ , en NO ₃ et en H ⁺ de l'eau de brouillard à la pointe Lepreau (N.-B.) pour les périodes 1987-1989 et 1996-1999. Le nombre de prélèvements inclus dans chaque graphique en boîte est donné par la variable « n ».	57
Figure 3.33.	Secteurs angulaires utilisés pour le tri des données aux dix stations du RCEPA.	58
Figure 3.34.	Concentration de dioxyde de soufre dans l'air (nmol/m ³): diagrammes en boîte et statistiques, 1998-2002. Les valeurs données au-dessus des graphiques indiquent le nombre de trajectoires (N), la moyenne géométrique des valeurs de concentration et la concentration médiane du secteur. Les résultats des tests de signification de Kruskal-Wallis sont donnés à la droite de chaque graphique en boîte, en ordre décroissant de médianes. Les différences « non significatives » sont indiquées par des traits verticaux. Les diagrammes en boîte présentent les valeurs de la moyenne et de la médiane (là où les lignes joignant les boîtes rencontrent les valeurs des médianes), le 25 ^e centile, le 75 ^e centile, la médiane ± 1,5 fois l'intervalle interquartile (bout des barres) et les valeurs débordant ces dernières (indiquées par le symbole « + »). ...	59
Figure 3.35.	Teneur en sulfates de l'air (nmol/m ³): diagrammes en boîte et statistiques pour chaque secteur angulaire tel qu'ils sont décrits à la figure 3.34.	60
Figure 3.36.	Teneur en NO ₃ total de l'air (nmol/m ³): diagrammes en boîte et statistiques pour chaque secteur angulaire tel qu'ils sont décrits à la figure 3.34.	61
Figure 3.37.	Teneur en sulfates des précipitations (µmol/L): diagrammes en boîte et statistiques pour chaque secteur angulaire tel qu'ils sont décrits à la figure 3.34.	62
Figure 3.38.	Teneur en NO ₃ des précipitations (µmol/L): diagrammes en boîte et statistiques pour chaque secteur angulaire tel qu'ils sont décrits à la figure 3.34.	63
Figure 3.39.	Contribution en pourcentage de chaque secteur à l'ensemble des dépôts de soufre (humides + secs) à chacune des stations du RCEPA. L'ensemble des dépôts de soufre dans les stations figure en médaillon dans le coin supérieur droit des graphiques.	64

Figure 3.40.	Contribution en pourcentage de chaque secteur à l'ensemble des dépôts d'azote (humides + secs) à chacune des stations du RCEPA. L'ensemble des dépôts de soufre dans les stations figure en médaillon dans le coin supérieur droit des graphiques.	65
Figure 3.41.	Les cinq secteurs utilisés aux fins de l'analyse d'attribution des sources à la station de Penn State University.	82
Figure 3.42.	Penn State: Diagrammes en boîte et tests de signification de Kruskal-Wallis pour les teneurs en SO_4^{2-} et en NO_3^- des précipitations (en $\mu\text{mol/L}$) pendant la période 1998-2002.	83
Figure A3.1.	Répartition des émissions annuelles totales de SO_2 du Canada et des États-Unis en 1990, en $\text{kt SO}_2/\text{cellule de grille/a}$ (Service météorologique du Canada, 2001).	91
Figure A3.2.	Répartition des émissions annuelles totales de NO_x du Canada et des États-Unis en 1990, en $\text{kt NO}_x/\text{cellule de grille/a}$ (Service météorologique du Canada, 2001).	92
Figure A3.3.	Dépôts secs cumulés de NO_2 , de HNO_3 et de p-NO_3^- au cours des trois premières études exploratoires: a) Frelighsburg (Québec), 10-28 novembre 2001; b) Frelighsburg (Québec), 23 avril-16 mai 2002; c) Egbert (Ontario), 6 février-28 mars 2002.	94
Figure A3.4.	a) Dépôts secs annuels et b) contribution aux dépôts secs d'azote du NO_2 , du PAN, du HNO_3 et du NO_3^- , calculés à partir de concentrations de NO_2 modélisées et mises à l'échelle et de mesures de la concentration du HNO_3 et du NO_3^-	96
Figure A3.5.	Contribution de chaque secteur, par degré d'angle, aux dépôts totaux (humides + secs) de soufre aux stations du RCEPA. Les valeurs indiquées dans le coin supérieur droit des diagrammes indiquent la quantité totale des dépôts de soufre à chacune des stations.	97
Figure A3.6.	Contribution de chaque secteur, par degré d'angle, aux dépôts totaux (humides + secs) d'azote aux stations du RCEPA. Les valeurs indiquées dans le coin supérieur droit des diagrammes indiquent la quantité totale des dépôts d'azote à chacune des stations.	98
Figure 4.1.	Charges critiques de dépôts humides de SO_4^{2-} des lacs dans l'est du Canada pour un sacrifice de 5% de superficie des lacs (les unités sont exprimées en $\text{kg SO}_4^{2-}/\text{ha/a}$ [et $\text{éq}/\text{ha/a}$] selon Environment Canada [1997]).	107
Figure 4.2.	Moyennes annuelles 1971-2000 prévues par RELAD selon les émissions canadiennes de 1995 a) des concentrations de soufre de l'air près du sol ($\text{mg S}/\text{m}^3$), b) des dépôts secs de soufre ($\text{kéq}/\text{ha/a}$) et c) des dépôts humides de soufre ($\text{kéq}/\text{ha/a}$). Le domaine d'application de RELAD est indiqué par la ligne de contour noire grasse. Chaque maille de la grille est de 1° de latitude par 1° de longitude. La multiplication de l'échelle des contours des graphiques (b) et (c) par la valeur de 48 permet de convertir les unités de kiloéquivalent en kg de SO_4^{2-} , les valeurs des intervalles de contour prenant alors les valeurs de 0,0, 0,48, 0,96, 1,44, 1,92, 2,40, 2,88, 3,36, 3,84, 4,32.	109
Figure 4.3.	Idem figure 4.2, sauf qu'on y présente a) les concentrations ambiantes d'azote en surface (exprimées $\text{mg N}/\text{m}^3$), b) les dépôts secs d'azote ($\text{kéq}/\text{ha/a}$) et c) les dépôts humides d'azote ($\text{kéq}/\text{ha/a}$). La multiplication de l'échelle des contours des graphiques (b) et (c) par la valeur de 62 permet de convertir les unités de kiloéquivalent en kg de NO_3^- , les valeurs des intervalles de contour prenant alors les valeurs de 0,0, 0,62, 1,24, 1,86, 2,48, 3,10, 3,72, 4,34, 4,96 et 5,58.	110
Figure 4.4.	Masques de juridiction employés pour échelonner les émissions dans l'application de certains scénarios MDAO de contrôle des émissions: a) la région canadienne de la ZGOS (scénario 5CONLY); b) les 20 états du nord-est des É.-U. (scénarios T5CUS2, PST2010D); c) les provinces de l'est du Canada (scénarios PST2010A à PST2010F et HLFO); et d) les provinces de l'est du Canada, les états américains et les régions sources multi-états (scénarios NOX2B et NOX3P).	119

Figure 4.5.	Émissions quadrillées annuelles (Ktonnes/a) de a) SO ₂ et b) NO _x (comme NO ₂) du scénario CCUSA2.....	120
Figure 4.6.	Évolution des émissions quadrillées de SO ₂ (Ktonnes SO ₂ /a) de quelques scénarios MDAO: a) 5CONLY, b) T5CUS2, c) PST2010A, et d) HLFO par rapport au scénario CCUSA2.	121
Figure 4.7.	Évolution des émissions quadrillées de NO _x (Ktonnes NO ₂ /a) selon trois autres scénarios MDAO par rapport au scénario CCUSA2: a) NOXSCEN, b) NOX2B et c) NOX3P.....	122
Figure 4.8.	Patrons des concentrations de SO ₂ annuelles ambiantes de l'air près de la surface du sol, exprimées en mg SO ₂ /m ³ , selon les scénarios MDAO a) BASE89, b) CCUSA2, c) NOX2B, d) NOX3P, e) PST2010F et f) 75FCAP.	124
Figure 4.9.	Patrons des concentrations de SO ₄ ²⁻ annuelles ambiantes de l'air près de la surface du sol, exprimées en mg SO ₄ ²⁻ /m ³ , selon les scénarios MDAO a) BASE89, b) CCUSA2, c) NOX2B, d) NOX3P, e) PST2010F et f) 75FCAP.	125
Figure 4.10.	Patrons des dépôts humides de SO ₄ ²⁻ annuels étalonés, exprimés en kg SO ₄ ²⁻ /ha/a, selon les scénarios MDAO a) BASE89, b) CCUSA2, c) NOX2B, d) NOX3P, e) PST2010F et f) 75FCAP.	127
Figure 4.11.	Dépassement de la charge critique annuelle de dépôts humides de SO ₄ ²⁻ , exprimé en kg SO ₄ ²⁻ /ha/a, selon les scénarios MDAO a) BASE89, b) CCUSA2, c) NOX2B, d) NOX3P, e) PST2010F et f) 75FCAP.	128
Figure 4.12.	Patrons des concentrations de NO _x de l'air ambiant près de la surface, exprimées en mg NO ₂ /m ³ , selon les scénarios MDAO a) CCUSA2, b) NOXSCEN, c) NOX2B et d) NOX3P.	130
Figure 4.13.	Patrons des concentrations de t-NO ₃ de l'air ambiant près de la surface exprimées en mg NO ₃ ⁻ /m ³ , selon les scénarios MDAO a) CCUSA2, b) NOXSCEN, c) NOX2B et d) NOX3P.	131
Figure 4.14.	Patrons des dépôts humides de NO ₃ ⁻ annuels étalonés, exprimés en kg NO ₃ ⁻ /ha/a, selon les scénarios MDAO a) CCUSA2, b) NOXSCEN, c) NOX2B et d) NOX3P.	132
Figure 4.15.	Patrons des dépôts d'acidité effective annuels, exprimés en éq/ha/a, selon les scénarios MDAO a) BASE89, b) CCUSA2, c) NOX2B et d) NOX3P.	133
Figure 4.16.	Différence entre les prévisions de dépôts humides de SO ₄ ²⁻ annuels (exprimées en kg SO ₄ ²⁻ /ha/a) résultant des scénarios CCUSA2 et 5CONLY MDAO de contrôle des émissions de SO ₂ : a) différence réelle et b) différence en pourcentage. Les valeurs dans le graphique (b) ont été calculées selon la formule (CCUSA2 - 5CONLY)/CCUSA2. La différence d'émissions annuelles canadiennes de SO ₂ entre les deux scénarios est de 619 Ktonnes/a, ou 32% des émissions du scénario CCUSA2.	134
Figure 4.17.	Différence entre les prévisions de dépôts humides de SO ₄ ²⁻ annuels (exprimées en kg SO ₄ ²⁻ /ha/a) résultant des scénarios CCUSA2 et HLFO MDAO de contrôle des émissions de SO ₂ : a) différence réelle et b) différence en pourcentage. La différence d'émissions annuelles canadiennes de SO ₂ entre les deux scénarios est de 180 Ktonnes/a, ou 9% des émissions de l'est du Canada par rapport à celles du scénario CCUSA2.....	135
Figure 4.18.	Différence entre les prévisions de dépôts humides de SO ₄ ²⁻ annuels (exprimées en kg SO ₄ ²⁻ /ha/a) résultant des scénarios PST2010a et PST2010A MDAO de contrôle des émissions de SO ₂ : a) différence réelle et b) différence en pourcentage. Les valeurs dans les deux graphiques ont respectivement été calculées selon les formules (5/11) x (PST2010a — PST2010A) et (5/11) x (PST2010a — PST2010A)/PST2010a. La différence d'émissions annuelles canadiennes de SO ₂ entre les deux scénarios est de 25 Ktonnes/a, ou 5% des émissions du Québec et 1,5% de celles du Canada par rapport à celles du scénario PST2010A.	136
Figure 4.19:	Différence entre les prévisions de dépôts humides de SO ₄ ²⁻ annuels (exprimées en kg SO ₄ ²⁻ /ha/a) résultant des scénarios PST2010A et PST2010B MDAO de contrôle des émissions de SO ₂ : a) différence réelle et	

	b) différence en pourcentage. Les valeurs dans le graphique (b) ont été calculées selon la formule $(PST2010A - PST2010B)/CCUSA2$. La différence d'émissions annuelles américaines de SO_2 entre les deux scénarios est de 611 Ktonnes/a, ou 5% des émissions des É.-U. par rapport à celles du scénario CCUSA2.	137
Figure 4.20.	Différences entre les prévisions des dépôts humides de SO_4^{2-} annuels (exprimées en $kg SO_4^{2-}/ha/a$) résultant des scénarios PST2010D et PST2010E MDAO de contrôle des émissions de SO_2 : a) différence réelle et b) différence relative. Les valeurs dans les deux graphiques ont respectivement été calculées selon les formules $(1/12) \times (PST2010D - PST2010E)$ et $(1/12) \times (PST2010D - PST2010E)/CCUSA2$. La différence d'émissions annuelles américaines de SO_2 entre les deux scénarios est de 261 Ktonnes/a, ou 2% des émissions des É.-U. par rapport à celles du scénario CCUSA2.	138
Figure 4.21.	Représentation graphique de l'effet de 5% de réduction ciblée géographiquement des émissions de SO_2 des É.-U. (par rapport aux émissions scénarisées jusqu'en 2010 des 20 états du Nord-Est) sur les dépôts annuels humides de SO_4^{2-} prévus (exprimés en $kg SO_4^{2-}/ha/a$): a) en valeurs absolues et b) en pourcentage. Les valeurs dans les deux graphiques ont respectivement été calculées selon les formules $(PST2010A - PST2010B) - (1/12) \times (PST2010D - PST2010E)$ et $(PST2010A - PST2010B)/CCUSA2 - (1/12) \times (PST2010D - PST2010E)/CCUSA2$. La différence d'émissions annuelles américaines de SO_2 entre les deux scénarios est de 350 Ktonnes/a, ou 3% des émissions des É.-U. par rapport à celles du scénario CCUSA2.	139
Figure 4.22.	Différence entre les prévisions des dépôts humides de SO_4^{2-} annuels (exprimées en $kg SO_4^{2-}/ha/a$) résultant des scénarios T5CUS2 et 5CCUS2 MDAO de contrôle des émissions de SO_2 : a) différence réelle et b) différence en pourcentage. Les valeurs dans le graphique (b) ont été calculées selon la formule $(T5CUS2 - 5CCUS2)/CCUSA2$. La différence d'émissions annuelles américaines de SO_2 entre les deux scénarios est de 2 879 Ktonnes/a, ou 20% des émissions totales du scénario CCUSA2.	140
Figure 4.23.	Effet sur la redistribution des réductions d'émissions en Ontario et au Québec de passer d'une réduction uniforme à des réductions spécifiques aux sources: a) en valeur absolue (exprimée en $kg SO_4^{2-}/ha/a$) et b) en pourcentage. Les valeurs dans les deux graphiques ont respectivement été calculées selon les formules $[Pseudo-scénario B - Pseudo-scénario C]$ et $[Pseudo-scénario B - Pseudo-scénario C]/[Pseudo-scénario B]$	141
Figure 4.24.	Dépassement de la charge critique annuelle de dépôts humides de SO_4^{2-} (exprimé en $kg SO_4^{2-}/ha/a$) selon le scénario MDAO PST2010E et selon différents taux de réduction des émissions de SO_2 aux É.-U. par rapport aux émissions scénarisées pour 2010: a) 60% de réduction, b) 50% de réduction, c) 40% de réduction, d) 20% de réduction et e) 0% de réduction.	143
Figure 4.25.	Différence entre les prévisions de dépôts humides de SO_4^{2-} annuels (exprimées en $kg SO_4^{2-}/ha/a$) résultant du scénario MDAO PST2010A et du pseudo-scénario A calculé à partir de la formule $PST2010B + (PST2010a - PST2010b)$	144
Figure 4.26.	Relation entre les dépôts humides de SO_4^{2-} annuels (exprimés en $kg SO_4^{2-}/ha/a$) résultant du MDAO (en abscisse) et ceux résultant du MEI (en ordonnée) pour 13 sites récepteurs situés dans l'est de l'Amérique du Nord, selon les scénarios MDAO a) BASE89, b) CCUSA2, c) NOX2B, d) NOX3P, e) PST2010F et f) 75FCAP.	145
Figure 4.27.	Localisation des 40 régions sources considérées par le MEI. De ces régions sources, 15 sont situées au Canada et 25 aux É.-U. Noter que la majorité des frontières des régions sources suit celles des juridictions existantes.	145
Figure 4.28.	Localisation a) des 15 récepteurs considérés dans les versions précédentes du MEI et b) du nouvel ensemble augmenté de 200 récepteurs.	147
Figure 4.29.	Concentrations annuelles de l'air en 1990 a) résultant du modèle MLSS pour l'ensemble des points de grille et b) résultant de l'interpolation horizontale de 200 points de grille extraits de l'ensemble. Les unités sont exprimées en $mg SO_2/m^3$. Le traçage des contours a été effectué à l'aide du progiciel de visualisation GrADS.	148

Figure 4.30.	Idem figure 4.29, mais pour les concentrations de SO_4^{2-} annuelles de l'air, exprimées en $\text{mg SO}_4^{2-}/\text{m}^3$	148
Figure 4.31.	Valeurs annuelles du soufre prévues en 1990 résultant du modèle MLSS a) concentration dans l'air ($\text{mg S}/\text{m}^3$) et (b) dépôts humides ($\text{kg S}/\text{ha}/\text{a}$) selon les émissions des 40 régions sources de l'Amérique du Nord.	149
Figure 4.32.	Valeurs annuelles prévues en 1990 résultant du modèle MLSS a) de la concentration de soufre total de l'air ($\text{mg S}/\text{m}^3$), b) des dépôts humides de soufre totaux ($\text{kg S}/\text{ha}/\text{a}$), c) de la contribution relative des émissions, résultant du MLSS-MEI, issues de la région source 10 (Nord du Manitoba) aux concentrations totales de soufre dans l'air et d) aux dépôts humides totaux de soufre.....	150
Figure 4.33.	Contribution relative aux dépôts totaux de soufre a) des émissions de 1990 de la région source 58 (Virginie Ouest) scénarisées dans MLSS-MEI et b) des émissions de 1985 de la région source 20 (frontière OH-WV-KY) scénarisées dans RADM. Le graphique (b) provient de l'U.S. EPA (1995).	151
Figure 5.1.	Localisation des bassins versants dont les résultats entrent dans la compilation.	169
Figure 5.2.	Bilans entrée-sortie moyens de SO_4^{2-} (1993-1996) dans 35 bassins versants de l'est du Canada. Les bilans négatifs indiquent qu'il y a davantage de SO_4^{2-} exporté dans les eaux d'écoulement qu'il y en a qui entre dans le bassin versant sous forme de dépôts bruts. Les données présentées sont de Watmough et al. (soumis).	170
Figure 5.3.	Réserves de S du sol des bassins versants de Plastic Lake (données de Neary et al., 1987; Eimers, 2002; Eimers et al., 2004), du Lac Clair (Houle, données non publiées), du Lac Laflamme (Houle et Carignan, 1992) et de Turkey Lakes (Mitchell et al., 1992).	172
Figure 5.4.	Flux d'azote (NH_4^+ , NO_3^-) à travers les dépôts atmosphériques (a), les sorties à l'exutoire des bassins versants (b) et la rétention nette (%) (c) de stations de l'est du Canada. Les données de cette compilation sont de Watmough et al. (soumis).	174
Figure 5.5.	Taux de minéralisation nette totale annuelle de N (exprimé en % du N total initial) dans les couches organique (FH) et minérale superficielle (0-20 cm) du sol dans 13 sites de forêts de l'est du Canada représentatives des trois espèces dominantes. Les barres d'erreur représentent les écarts types. ERS = érable à sucre; SAB = sapin baumier; EPN = épinette noire.	177
Figure 5.6.	Taux de minéralisation nette totale annuelle de N ($\text{kg N}/\text{ha}$) dans les couches organique (FH) et minérale superficielles (0-20 cm) du sol dans 13 sites de forêts de l'est du Canada représentatives des trois espèces dominantes. Les barres d'erreur représentent les écarts types. ERS = érable à sucre; SAB = sapin baumier; EPN = épinette noire.	177
Figure 5.7.	Ratio de nitrification (nitrification nette/minéralisation nette) dans les couches organique (FH) et minérale superficielles (0-20 cm) du sol dans 13 sites de forêts de l'est du Canada représentatives des trois espèces dominantes. ERS = érable à sucre; SAB = sapin baumier; EPN = épinette noire.	179
Figure 5.8.	Nitrification nette ($\text{kg}/\text{ha}/\text{a}$) dans les couches organique (FH) et minérale superficielles (0-20 cm) du sol dans 13 sites de forêts de l'est du Canada représentatives des trois espèces dominantes. ERS = érable à sucre; SAB = sapin baumier; EPN = épinette noire.....	179
Figure 5.9.	Taux de minéralisation brute (m) et de consommation (c) de N inorganique <i>in situ</i> évalués par dilution isotopique de courte durée du ^{15}N dans des carottes de couverture morte intacte. Les taux sont exprimés en $\text{mg N}/\text{g sol sec}/\text{d}$. Les barres d'erreur représentent l'erreur-type et les lettres différentes indiquent qu'il y a une différence significative entre les moyennes au niveau de probabilité $\alpha=0,05$. Les étoiles indiquent une différence significative entre les taux de m et de c.	181

Figure 5.10.	Taux de minéralisation brute mesurés (m) et de consommation microbienne calculés (c) de N en laboratoire à l'aide de dilution isotopique de courte durée du ^{15}N . Les taux sont exprimés en mg N/g sol sec/d. Les barres d'erreur représentent l'erreur-type et les lettres différentes indiquent les différences observées entre les moyennes au niveau de probabilité $\alpha=0,05$. Les étoiles indiquent une différence significative entre les taux de m et de c.....	182
Figure 5.11.	Taux de minéralisation nette de N dans la couverture morte mesuré par incubation in situ avec la méthode des sacs enfouis. Les taux sont exprimés en mg N/g sol sec/d. Les barres d'erreur représentent l'erreur-type et les différentes lettres indiquent les différences observées entre les moyennes au niveau de probabilité $\alpha=0,05$	182
Figure 5.12.	Concentrations relatives en N inorganique ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) et en N organique à 30 et à 60 cm de profondeur dans le sol des trois bassins versants étudiés.	184
Figure 5.13.	Variations temporelles de la concentration de NO_3^- dans les lysimètres situés à 30 et à 60 cm dans le sol des sites témoins et des sites ayant reçu les traitements faibles et élevés de fertilisation en N au bassin versant du Lac Tirasse. Les barres verticales pointillées indiquent les moments d'application de N. Les données sur les précipitations journalières ont été aimablement fournies par Louis Duchesne (MRNF-Québec).....	185
Figure 5.14.	Chimie de la solution de sol à 60 cm de profondeur dans le sol des sites soumis au traitement de N élevé (HN) au bassin versant du Lac Laflamme.	186
Figure 5.15.	Bilan massique annuel moyen durant les années 1990 (dépôts bruts – sortie à la décharge) de Ca^{2+} de 15 bassins versants forestiers de l'est du Canada (a); bilan massique annuel comprenant l'estimation de l'altération de Ca^{2+} (b); et les réserves du sol en Ca^{2+} échangeable (c). Les stations sont situées dans le nord-ouest de l'Ontario dans la région des lacs expérimentaux (NWIF; NEIF et EIF), à Turkey Lakes (TL (S31)) dans l'ouest de l'Ontario, dans le centre-sud de l'Ontario (PC, CB, HP3A, HP4, HP6, HP6A et RC4), dans le centre du Québec (LL, LC et LT) et en Nouvelle-Écosse (MP). Les données présentées dans cette compilation sont de Watmough et al. (soumis).	188
Figure 5.16.	Bilan massique annuel moyen durant les années 1990 (dépôts bruts – sortie à la décharge; kg/ha) de Mg^{2+} de 15 bassins versants forestiers de l'est du Canada (a); bilan massique annuel comprenant l'estimation de l'altération en Mg^{2+} (b); et les réserves du sol de Mg^{2+} échangeable (c). Les stations sont situées dans le nord-ouest de l'Ontario dans la région des lacs expérimentaux (NWIF; NEIF et EIF), à Turkey Lakes (TL (S31)) dans l'ouest de l'Ontario, dans le centre-sud de l'Ontario (PC, CB, HP3A, HP4, HP6, HP6A et RC4), dans le centre du Québec (LL, LC et LT) et en Nouvelle-Écosse (MP).	189
Figure 5.17.	Bilan massique annuel moyen des années 1990 (dépôts bruts – sortie à la décharge; kg/ha) de K^+ de 15 bassins versants forestiers de l'est du Canada (a); bilan massique annuel comprenant l'estimation de l'altération en K^+ (b) et les réserves du sol de K^+ échangeable (c). Les stations sont situées dans le nord-ouest de l'Ontario dans la région des lacs expérimentaux (NWIF; NEIF et EIF), à Turkey Lakes (TL (S31)) dans l'ouest de l'Ontario, dans le centre-sud de l'Ontario (PC, CB, HP3A, HP4, HP6, HP6A et RC4), dans le centre du Québec (LL, LC et LT) et en Nouvelle-Écosse (MP).	189
Figure 5.18.	Localisation du réseau TADPA-Québec et des frontières des régions 1 à 6.	191
Figure 5.19.	Variabilité des réserves du sol en Ca^{2+} , Mg^{2+} et K^+ échangeables et leurs concentrations respectives dans les lacs des régions 1 à 5 du réseau TADPA-Québec.....	192
Figure 5.20.	Proportions des réserves du sol en cations basiques échangeables dans les cinq régions du réseau TADPA-Québec (diamants). Les stations de l'étude du IFS (triangles) (Johnson et Lindberg, 1992) et de la région de Dorset, ON (carrés) (Watmough et Dillon, 2003) sont présentées à des fins de comparaison.	192

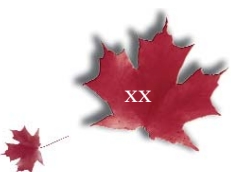




Figure 6.1. Localisation des lacs dont les données ont servi à dresser le portrait de leur état actuel. Les abréviations suivantes désignent le nom des provinces et territoires: TN = Terre-Neuve et Labrador, NÉ = Nouvelle-Écosse, NB = Nouveau-Brunswick, QC = Québec, ON = Ontario, MB = Manitoba, SK = Saskatchewan, AB = Alberta, CB = Colombie-Britannique, NT = Nunavut, TNO = Territoires du Nord-Ouest et YK = Yukon. 206

Figure 6.2. Courbe de fréquence cumulative des cations basiques (représentés par $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) des données de « l'état actuel » (a) des provinces de l'Est et (b) des provinces de l'Ouest et des Territoires du Nord-Ouest. Le chiffre entre parenthèses à côté de chacune des étiquettes représente le nombre d'observations. Les données ne constituent pas des sous-groupes statistiques des populations de lacs provinciaux ou territoriaux. La ligne pointillée à 100 meq/L représente un seuil arbitraire qui sépare les lacs sensibles des extrêmement sensibles. Les valeurs des cations basiques dépassaient les 400 meq/L pour tous les lacs du MB et il n'y avait pas de telles données pour le YK (le Mg^{2+} manquait). 208

Figure 6.3. Courbe de fréquence cumulative du SO_4^{2-} de l'ensemble de données de « l'état actuel » (a) des provinces de l'Est et (b) des provinces de l'Ouest et des Territoires du Nord-Ouest. Le chiffre entre parenthèses à côté de chacune des étiquettes représente le nombre d'observations. Les données ne constituent pas des sous-groupes statistiques des populations de lacs provinciaux ou territoriaux. 210

Figure 6.4. Courbe de fréquence cumulative du pH de l'ensemble de données de « l'état actuel » (a) des provinces de l'Est et (b) des provinces de l'Ouest et des Territoires du Nord-Ouest. Le chiffre entre parenthèses à côté de chacune des étiquettes représente le nombre d'observations. Les données ne constituent pas des sous-groupes statistiques des populations de lacs provinciaux ou territoriaux. 211

Figure 6.5. Courbe de fréquence cumulative du COD de l'ensemble de données de « l'état actuel » (a) des provinces de l'Est et (b) des provinces de l'Ouest et des Territoires du Nord-Ouest. Le chiffre entre parenthèses à côté de chacune des étiquettes représente le nombre d'observations. Les données ne constituent pas des sous-groupes statistiques des populations de lacs provinciaux ou territoriaux. 211

Figure 6.6. Courbe de fréquence cumulative de l'alcalinité Gran de l'ensemble de données de « l'état actuel » (a) des provinces de l'Est et (b) des provinces de l'Ouest et des Territoires du Nord-Ouest. Les observations du MB avaient toutes une alcalinité > 400 $\mu\text{eq/L}$. Le chiffre entre parenthèses à côté de chacune des étiquettes représente le nombre d'observations. Les données ne constituent pas des sous-groupes statistiques des populations de lacs provinciaux ou territoriaux. 213

Figure 6.7. Distribution des superficies des populations de lacs-échantillons et de l'ensemble des lacs de l'Ontario basée (a) sur leur dénombrement et (b) sur leur superficie. La base de données provinciale et les classes de superficie (définies dans l'encadré) sont de Hélie et al. (1993). La base de données de l'Ontario de Hélie et al. (1993) comprend seulement les lacs situés au sud du $\sim 52^\circ$ N de latitude. 216

Figure 6.8. Distribution des superficies des populations de lacs-échantillons et de l'ensemble des lacs du Nouveau-Brunswick basée (a) sur leur dénombrement et (b) sur leur superficie. La base de données provinciale et les classes de superficie (définies dans l'encadré) sont de Hélie et al. (1993). 216

Figure 6.9. Localisation des lacs pour lesquels nous disposons de données temporelles appropriées aux analyses des tendances. 218

Figure 6.10. Valeurs moyennes annuelles du SO_4^{2-} et du pH mesurées dans six lacs dans le sud-est du Canada. La localisation des lacs est indiquée sur la carte, ainsi que celle des fonderies de Sudbury, ON, et de Rouyn-Noranda, QC. Adapté de Jeffries et al. (2003b). 229



Figure 6.11.	Classification des groupes de lacs, identification des taxons de périphytons indicateurs et variables environnementales discriminantes clés d'après une analyse COINSPAN des valeurs log10 des biovolumes des taxons avec les valeurs log10 des données de chimie de l'eau. Les données ont été collectées en 1992 dans 15 lacs de faible pH (3,9-6,3) à Killarney au nord-est de l'Ontario. Adapté avec la permission de Vinebrooke et Graham (1997).....	231
Figure 6.12.	Graphiques des fonctions échelons qui servent à modéliser la relation entre le pH et a) la diversité spécifique et b) l'abondance d'espèces de zooplancton, basées sur les scores de l'analyse factorielle des correspondances (n = 47 lacs du centre de l'Ontario). Présenté avec la permission de Holt et al. (2003).	233
Figure 6.13.	Diversité en espèces de microcrustacés dans 22 lacs de Killarney (nord-est de l'Ontario), échantillonnés selon des méthodes qualitatives et quantitatives, en fonction du pH des lacs. Adapté avec la permission de Walseng et al. (2003).	233
Figure 6.14.	Évolution temporelle du pourcentage de taxons (A) de l'éphémère commune et (B) de chironomides dans huit lacs sensibles à l'acidité de ON entre 1988 et 2002.	237
Figure 6.15.	Ordination des sites à partir de l'analyse factorielle des correspondances redressée basée sur les données d'énumération moyennes des macroinvertébrés des lacs échantillonnés entre 1987 et 2003 dans les régions de Muskoka (n = 28 lacs), de Sudbury (n = 69), d'Algoma (n = 64) et des lacs expérimentaux (ELA, n = 5) de l'Ontario.....	241
Figure 6.16.	Ordination partielle des taxons réalisée à partir de l'analyse canonique des correspondances de 131 lacs échantillonnés entre 1987 et 2003 dans les régions de Muskoka, de Sudbury, d'Algoma et des lacs expérimentaux (ELA) de l'Ontario. Bien que l'ordination spatiale ait été définie en utilisant 287 taxons, il a été démontré que seulement ceux qui étaient présents dans au moins 10% des lacs amélioreraient la clarté de la figure. Les polygones étiquetés réfèrent aux groupes de taxons discutés dans le texte; les limites des polygones ont été dessinées de façon arbitraire. L'ordination, où l'effet de la région géographique et a été contrôlé, est basée sur les données d'énumération moyennes des macroinvertébrés et les valeurs médianes des variables explicatives. Les variables statistiquement significatives étaient le pH des lacs, leur teneur en Ca ²⁺ , leur TP, leur superficie et les classes des poissons à petite et à grande bouche. Les étiquettes des vecteurs du nombre d'îlots et du SO ₄ ²⁻ ont été enlevées de la gauche et de la droite de l'origine pour améliorer la lecture du graphique agrandi. Il faut se référer au tableau 6.8 pour connaître les détails des variables explicatives et au tableau A6.1 pour connaître les codes des taxons des macroinvertébrés, leur classification et leur occurrence.	242
Figure 6.17.	Probabilité de présence des petits poissons dans les petits lacs et les milieux humides dans les régions de Muskoka, de Sudbury et d'Algoma en Ontario, exprimée en fonction de la concentration en COD du lac (mg/L) et de son pH.	244
Figure 6.18.	Changement annuel moyen du nombre de couples reproducteurs de trois guildes d'oiseaux aquatiques observés sur les lacs des régions de Muskoka, de Sudbury et d'Algoma en Ontario. Les tendances sont montrées par région et sont classifiées selon trois classes de pH (noir (pH < 5,3), hachuré (5,3-6,0) et blanc (pH > 6,0)). On présente les tendances selon les classes de pH A) des piscivores (grand harle et le plongeon huard), B) des plongeurs (harle couronné, garrot à œil d'or et fuligule à collier) et C) des canards de surface (canard colvert, canard noir et canard branchu). Les astérisques indiquent qu'il y a une tendance statistiquement significative (c.-à-d. que les intervalles de confiance à 95% sont en dehors de la valeur zéro).....	246
Figure 6.19.	Nombre total de couples reproducteurs (ligne hachurée) et de jeunes (ligne pleine) de plongeurs huards observés dans les inventaires de 76 lacs du parc national de la Mauricie, QC, réalisés entre 1987 et 2002. La courbe de régression représente une tendance statistiquement significative (p = 0,02) dans l'évolution du nombre total de jeunes observés dans le parc.	247



Figure 6.20.	Lacs (A = superficies et B = pH; valeurs moyennes) qui n'ont pas été utilisés par les couples reproducteurs de plongeurs huards dans le parc de la Mauricie, QC entre 1987 et 2002 (n = 76 lacs). Les équations de régression, leur r^2 ajusté et leur signification sont indiqués pour chaque droite.	248
Figure 6.21.	Proportion annuelle moyenne (avec ses intervalles de confiance à 95%) de couples de plongeurs huards avec au moins un jeune à avoir pris son premier vol de lacs de l'ON, suivis entre 1981 et 1999 (ligne pleine; n=962 lacs). On a aussi dessiné la tendance estimée de la probabilité de succès de reproduction pour la période entière et celle de 1987 à 1999 (ligne tiretée), après contrôle des effets de la superficie des lacs et de leur pH.	249
Figure 6.22.	Probabilité d'observer l'une ou l'autre des trois espèces d'oiseaux aquatiques en fonction du pH du lac. Les probabilités calculées concernent A) les couples de plongeurs huards basés sur tous les lacs et les lacs dont la superficie fait partie des 50% plus grands, B) les couples de grands harles des lacs avec ou sans poisson; et C) les couples et les jeunes garrots à œil d'or dans les lacs avec et sans poisson. Les probabilités ont été calculées par les modèles présentés au tableau 6.12.	253
Figure 6.23.	Concentrations en mercure dans les plongeurs huards et leurs poissons proies en fonction du pH des lacs de l'est du Canada. Les concentrations en Hg dans le sang ont été mesurées dans les plongeurs huards adultes (carré plein) capturés au QC, en NÉ et au NB (n = 24, 9 et 12 lacs) et les oisillons (triangle blanc; n = 16, 7 et 7 lacs). Les mesures des concentrations moyennes prises dans les poissons proies entiers (cercle plein; 10-15 cm de long) proviennent d'échantillons tirés des mêmes lacs que les lacs où on a mesuré les plongeurs, et de lacs supplémentaires au QC, en NÉ et au NB (n = 56, 23 et 24 lacs). Les équations de régression et les statistiques (erreurs types, p, et r^2) sont respectivement pour les plongeurs adultes, les oisillons et les poissons proies: $\log(\text{Hg}_{\text{adulte}}) = 1,57 (0,295) - 0,19 (0,049) \text{ pHlac}$ (n = 45, p < 0,001, $r^2 = 0,26$); $\log(\text{Hg}_{\text{oisillon}}) = 1,23 (0,760) - 0,32 (0,129) \text{ pHlac}$ (n = 30, p = 0,020, $r^2 = 0,18$); $\log(\text{Hg}_{\text{proies}}) = 0,13 (0,148) - 0,17 (0,024) \text{ pHlac}$ (n = 103, p < 0,001, $r^2 = 0,32$).	254
Figure 7.1.	Émissions de dioxyde de soufre des fonderies de la région de Sudbury (Ontario) de 1960 à 2001	285
Figure 7.2.	Tendances du pH et de la concentration de SO_4^{2-} dans sept lacs de la région de Sudbury (Ontario) de 1981 à 2002	286
Figure 7.3.	Régression linéaire du nombre d'espèces de phytoplancton présentes en fonction du pH de 22 lacs de Killarney (1998 – 2000) (cercles ouverts) et du pH moyen du lac 302S de l'ELA (1980 – 1981, 1982 – 1986, 1987 – 1991, 1992 – 2000) (cercles pleins). Adaptation autorisée de Findlay (2003).	287
Figure 7.4.	Diagramme de dispersion résumant les changements dans le temps de la biomasse des communautés de phytoplancton prélevées dans le lac Swan, près de Sudbury (Ontario) de 1977 à 1997. La situation des communautés de phytoplancton du lac Swan est illustrée pour chaque année d'échantillonnage par rapport aux deux premiers axes de l'analyse factorielle de correspondance. Adaptation autorisée de Arnott et al. (2001).	288
Figure 7.5.	Diagramme de dispersion illustrant les changements dans le temps de l'abondance relative des taxons de phytoplancton prélevés dans le lac Clearwater, près de Sudbury (Ontario) de 1973 à 2001. Les deux premiers axes de l'analyse factorielle de correspondance (AFC) indiquent la position relative des communautés de phytoplancton du lac Clearwater par rapport au phytoplancton prélevé dans trois lacs de référence (pH > 6) près de Dorset (Ontario) (les valeurs de l'axe 1 et 2 sont respectivement de 0,53 et 0,37) (points ombrés). Les résultats de l'AFC du lac Clearwater sont indiqués pour chaque année, de 1980 à 1990; aucune donnée n'est disponible pour le lac Clearwater en 1992 et 1997.	289
Figure 7.6.	Distance chi-carré nette parcourue par la position des sites vers les coordonnées antérieures à l'acidification du lac 302S de l'ELA (1981) dans l'espace d'ordination d'une analyse factorielle de correspondance canonique, en fonction du rétablissement du pH du lac 302S (1990 – 1995) et de	

	7 lacs de Killarney (1992 – 2000). Les ordinations ont été réalisées sur le \log^{10} des biovolumes de taxons d'algues épilithiques dans le lac 302S (points pleins) et de Killarney (points vides). Adaptation autorisée de Vinebrooke et al. (2003a).	289
Figure 7.7.	Schéma de la séquence générale du changement de la composition en espèces des communautés de zooplancton crustacé au cours du rétablissement de certains lacs des environs de Sudbury (Ontario). La superficie sous chaque courbe indique le changement général de la diversité moyenne des espèces prélevées aux divers degrés de pH. Les espèces les plus susceptibles de contribuer à l'accroissement de la biodiversité sont illustrées et classées en différents groupes: 1) tolérantes aux acides, 2) littorales, 3) très sensibles aux acides, 4) moyennement sensibles aux acides et 5) hypolimniques. Adaptation autorisée de Keller et Yan (1998).	290
Figure 7.8.	Diagrammes de dispersion illustrant les changements dans le temps de la composition de la communauté zooplanctonique, déterminés par analyse factorielle de correspondance (AFC) de l'abondance relative des espèces prélevées dans le lac Clearwater, près de Sudbury (Ontario), de 1973 à 2001. A) Position des communautés zooplanctoniques du lac Clearwater relativement aux deux premiers axes de l'AFC et au zooplancton prélevé dans 22 lacs de référence non acides des environs de Dorset (Ontario) (points ombrés). B) Position des espèces de zooplancton prélevées dans le lac Clearwater et les lacs de référence de Dorset relativement aux deux premiers axes de l'AFC.	291
Figure 7.9.	Changements à long terme de la diversité moyenne des espèces de zooplancton crustacé identifiées par dénombrement normalisé d'échantillons prélevés mensuellement au cours de la saison sans glace dans le lac Middle, près de Sudbury (Ontario), de 1973 à 2002. Seuls les individus identifiés au niveau de l'espèce ont été retenus. Adaptation autorisée de Yan et al. (2004).	292
Figure 7.10.	Diagrammes de dispersion illustrant les changements dans le temps du $\log(x + 1)$ de l'abondance moyenne du zooplancton A) copépode et B) cladocère prélevé au cours de la saison sans glace dans le lac Middle, près de Sudbury (Ontario), de 1973 à 2002. Les changements dans le temps de l'abondance des copépodes et des cladocères du lac Middle (carrés pleins) sont indiqués relativement à la composition en espèces observée dans des échantillons prélevés dans 22 lacs de référence non acides près de Dorset (Ontario) (carrés vides). Chaque point des trajectoires du lac Middle représente une année d'échantillonnage. La position annuelle de chaque lac est indiquée par rapport aux deux premiers axes de l'analyse factorielle de correspondance. Adaptation autorisée de Yan et al. (2004).	292
Figure 7.11.	Diagrammes de dispersion illustrant la composition taxonomique du zooplancton A) cladocère et B) copépode prélevé dans 32 lacs de Sudbury (Ontario) en 1990 (croix pleines) et 2003 (points pleins) et 22 lacs de référence non acides près de Dorset (Ontario) (points ombrés). Le graphique indique la position de chaque lac par rapport aux deux premiers axes de l'analyse factorielle de correspondance. Adaptation autorisée de Keller et al. (2004).	293
Figure 7.12.	Nombre d'espèces de zooplancton crustacé prélevées dans 32 lacs de Sudbury (Ontario) en 1990 (colonnes pleines) et en 2003 (colonnes vides). Les lacs sont placés dans l'ordre croissant du pH (entre parenthèses). La diversité des espèces (moyenne +/- 2 écarts types) de 22 lacs de référence non acides situés près de Dorset (Ontario) (zone ombrée) est illustrée à des fins de comparaison. Adaptation autorisée de Keller et al. (2004).	293
Figure 7.13.	Résultats tirés d'une analyse factorielle de correspondance (AFC) de l'abondance du zooplancton dans deux lacs proches de Sudbury (Ontario): A) le lac Whitepine (losanges pleins) et B) le lac Sans Chambre (croix pleines), échantillonnés de 1980 à 1999. Le graphique indique la position annuelle de chaque lac par rapport aux deux premiers axes de l'AFC et à 25 lacs de référence acides ($\text{pH} < 6$, carrés ombrés) et 22 lacs de référence non acides ($\text{pH} > 6$, cercles vides) situés près de Dorset (Ontario) et échantillonnés de 1983 à 1988. Adaptation autorisée de Keller et al. (2002).	294



Figure 7.14.	Diagramme de dispersion des résultats annuels résumant les changements dans le temps de la biomasse de la communauté de zooplancton A) rotifère et B) crustacé prélevé dans le lac Swan, près de Sudbury (Ontario) de 1977 à 1997, tel que le définit leur position sur les deux premiers axes de l'analyse factorielle de correspondance. Adaptation autorisée de Arnott et al. (2001).	295
Figure 7.15.	Nombre de sites colonisés par les éphémères communs <i>Stenacron interpunctatum</i> (points pleins) et <i>Stenonema femoratum</i> (points vides) et par l'amphipode <i>Hyalella azteca</i> (carrés vides) dans des échantillons du A) lac George et B) lac Partridge, près de Killarney (Ontario), prélevés de 1997 à 2002. L'échantillonnage annuel du lac Partridge pour dénombrer les éphémères communs a débuté en 1998 et, pour les amphipodes, en 2000. Les pointillés indiquent le nombre total de sites échantillonnés disponibles pour la colonisation par chaque groupe. Adaptation autorisée de Snucins (2003).	296
Figure 7.16.	Densité estimée (moyenne +/- 2 erreurs types) en 2002 de l'éphémère commun <i>Stenacron interpunctatum</i> en fonction du nombre d'années depuis la première détection de sa présence dans des sites adéquats de deux lacs acides en rétablissement près de Killarney (Ontario): le lac Partridge (carrés vides) et le lac George (points pleins). Adaptation autorisée de Snucins (2003).	296
Figure 7.17.	Diagramme de la position sur le premier axe de l'analyse des composantes principales résultant de l'ordination de l'abondance relative des invertébrés benthiques par rapport au pH de 17 lacs de la région de Sudbury (Ontario). Le graphique indique la position sur l'axe et le pH annuels du lac Whirligig (1987, 1988, 1990 à 1994; points pleins), les valeurs moyennes de deux autres lacs ayant fait l'objet d'échantillonnage intensif (Whitepine [triangles vides] et Little Whitepine [triangles pleins]); les points vides représentent les valeurs de 14 lacs échantillonnés une seule fois de 1987 à 1989. Adaptation autorisée de Carbone et al. (1998).	298
Figure 7.18.	Chronologie des valeurs de pH épilimnique cibles et atteintes dans les lacs d'étude expérimentalement acidifiés, le lac 223 et le lac 302S, au cours des phases d'acidification (de 1982 à 1991) et de rétablissement (de 1992 à 2001).	299
Figure 7.19.	Situation géographique des lacs pour lesquels on possède assez de données pour modéliser la chimie de l'eau. Les données choisies constituent un sous-ensemble des données rassemblées pour l'évaluation de l'« état actuel » (voir le chapitre 6, section 6.3.1), pour lesquelles les charges s'équilibraient ($\pm 15\%$; y compris les anions organiques).	310
Figure 7.20.	Répartition des fréquences cumulatives de la CNA (méq/L) et du pH à l'équilibre prévues par le MEI de 23 lacs modélisés de TN Le graphique indique la répartition selon les quatre scénarios de dépôts décrits à la section 7.6.2, en plus de la valeur estimée de la répartition antérieure à l'acidification (d'origine).	314
Figure 7.21.	Répartition des fréquences cumulatives de la CNA (méq/L) et du pH à l'état d'équilibre prévues par le MEI de 60 lacs modélisés de la NE Le graphique indique la répartition selon les quatre scénarios de dépôts décrits à la section 7.6.2, en plus de la valeur estimée de la répartition antérieure à l'acidification (d'origine).	314
Figure 7.22.	Répartition des fréquences cumulatives de la CNA (méq/L) et du pH à l'équilibre prévues par le MEI de 115 lacs modélisés du NB. Le graphique indique la répartition selon les quatre scénarios de dépôts décrits à la section 7.6.2, en plus de la valeur estimée de la répartition antérieure à l'acidification (d'origine). Il faut faire abstraction de la discontinuité dans la répartition du pH (voir le texte).	315
Figure 7.23.	Répartition des fréquences cumulatives de la CNA ($\mu\text{eq/L}$) et du pH à l'équilibre prévues par le MEI de 130 lacs modélisés du Québec. Le graphique indique la répartition selon les quatre scénarios de dépôts décrits à la section 7.6.2, en plus de la valeur estimée de la répartition antérieure à l'acidification (d'origine).	315



Figure 7.24.	Répartition des fréquences cumulatives de la CNA ($\mu\text{eq/L}$) et du pH à l'équilibre prévues par le MEI de 23 lacs modélisés de TN Le graphique indique la répartition selon les quatre scénarios de dépôts décrits à la section 7.6.2, en plus de la valeur estimée de la répartition antérieure à l'acidification (d'origine).	316
Figure 7.25.	Répartition des fréquences cumulatives de la CNA ($\mu\text{eq/L}$) et du pH à l'équilibre prévues par le MEI des lacs modélisés des bassins hydrographiques secondaires 2B (Algoma, n = 239), 2D (Sudbury, n = 250) et 2E (Muskoka, n = 201), en Ontario. Le graphique indique la répartition selon les quatre scénarios de dépôts décrits à la section 7.6.2, en plus de la valeur estimée de la répartition antérieure à l'acidification (d'origine).	317
Figure 7.26.	Localisation des bassins hydrographiques secondaires en Ontario. Les trois bassins hydrographiques mentionnés dans le texte (2B, 2D, 2E) sont surlignés.	320
Figure 7.27.	Probabilité de présence de petits poissons (cyprinidés et associés, perchaude, meunier noir) relativement au pourcentage cumulatif des lacs disponibles dans quatre provinces: A) la NÉ (n = 45 lacs), B) le NB (n = 86), C) le QC (n = 76) et D) l'ON (n = 672). La superficie des lacs se limite à l'étendue de celles qui ont servi à élaborer le modèle (de 2 à 110 ha). Les probabilités sont fondées sur le pH initial calculé (rouge) et le pH prévu selon quatre scénarios d'émissions: scénario de référence (bleu), s2010 (vert), s2020 (brun clair), s2060 (noir). Les courbes situées à gauche indiquent que la qualité des habitats est meilleure que ce qu'indiquent les courbes situées du côté droit du graphique.	322
Figure 7.28.	Probabilité de présence de petits poissons (cyprinidés et associés, perche, meunier noir) par rapport au pourcentage cumulatif des lacs modélisés dans les bassins hydrographiques secondaires suivants: A) 2E (Muskoka; n = 163 lacs), B) 2D (Sudbury; n = 175) et C) 2B (Algoma; n = 185), en Ontario. La superficie des lacs se limite à l'étendue de celles qui ont servi à élaborer le modèle (de 2 à 110 ha). Les probabilités sont fondées sur le pH initial calculé (rouge) et le pH prévu selon quatre scénarios d'émissions: scénario de référence (bleu), s2010 (vert), s2020 (brun clair) et s2060 (noir). Les courbes situées à gauche indiquent que la qualité des habitats est meilleure que ce qu'indiquent les courbes situées du côté droit du graphique.	323
Figure 7.29.	Probabilité de présence de couples reproducteurs d'oiseaux aquatiques piscivores par rapport au pourcentage cumulatif des lacs modélisables dans les provinces suivantes: A) la NÉ (n = 52 lacs), B) le NB (n = 93), C) le Québec (n = 81) et D) l'Ontario (n = 737). La plage définie pour la taille des lacs a été quelque peu élargie (de 2 à 500 ha), puisque les espèces de cette guildes se trouvent souvent dans des lacs plus grands que le maximum de 110 ha défini pour l'élaboration du modèle (voir aussi McNicol, 2002; Doka et al., 2003). Les probabilités sont fondées sur le pH initial calculé (rouge) et le pH prévu selon quatre scénarios d'émissions: scénario de référence (bleu), s2010 (vert), s2020 (brun clair) et s2060 (noir). Les courbes situées à gauche indiquent que la qualité des habitats est meilleure que ce qu'indiquent les courbes situées du côté droit du graphique.	324
Figure 7.30.	Probabilité de présence prévue de couples reproducteurs d'oiseaux aquatiques piscivores par rapport au pourcentage cumulatif des lacs modélisés dans les bassins hydrographiques secondaires suivants: A) 2E (Muskoka; n = 175 lacs), B) 2D (Sudbury; n = 196) et C) 2B (Algoma; n = 186), en Ontario. La plage définie pour la taille des lacs a été quelque peu élargie (de 2 à 500 ha), puisque les espèces de cette guildes se trouvent souvent dans des lacs plus grands que le maximum de 110 ha défini pour l'élaboration du modèle. Les probabilités sont fondées sur le pH initial calculé (rouge) et le pH prévu selon quatre scénarios d'émissions: scénario de référence (bleu), s2010 (vert), s2020 (brun clair) et s2060 (noir). Les courbes situées à gauche indiquent que la qualité des habitats est meilleure que ce qu'indiquent les courbes situées du côté droit du graphique.	325
Figure 7.31.	Probabilité de présence prévue de couples reproducteurs de garrots à ceil d'or par rapport au pourcentage cumulatif des lacs modélisés dans les bassins hydrographiques secondaires suivants: A) 2D (Sudbury; n = 174 lacs) et B) 2B (Algoma; n = 185), en Ontario. Les graphiques C) et D) pour les lacs 2D (n = 132)	



et 2B (n = 155) indiquent la probabilité de présence de jeunes garrots à œil d'or. La superficie des lacs se limite à l'étendue de celles qui ont servi à élaborer le modèle (de 2 à 110 ha). Les probabilités sont fondées sur le pH initial calculé (rouge) et le pH prévu selon quatre scénarios d'émissions: scénario de référence (bleu), s2010 (vert), s2020 (brun clair) et s2060 (noir). Les courbes situées à gauche indiquent que la qualité des habitats est meilleure que ce qu'indiquent les courbes situées du côté droit du graphique. 327

Figure 8.1. Emplacement des lacs pour lesquels il existe des données suffisantes pour modéliser la chimie de l'eau. Les données sont constituées d'un sous-ensemble des données de l'ensemble de données sur l'« état actuel » (voir chapitre 6, section 6.3.1) qui satisfont à l'équilibre des charges $\pm 15\%$. Les abréviations suivantes pour les provinces sont utilisées dans la présente évaluation: TN = Terre-Neuve-et-Labrador; NÉ = Nouvelle-Écosse; NB = Nouveau-Brunswick; ÎPÉ = Île-du-Prince-Édouard; QC = Québec; ON = Ontario; MB = Manitoba; SK = Saskatchewan; AB = Alberta; CB = Colombie-Britannique. 346

Figure 8.2. CC d'acidité des lacs de la Nouvelle-Angleterre et de l'est du Canada par Dupont et al. (sous presse). À noter que les classes de CC figurant sur la carte sont exprimées en $\text{m}\acute{\text{e}}\text{q}/\text{m}^2/\text{a}$ (multiplier par 10 pour les exprimer en $\text{}\acute{\text{e}}\text{q}/\text{ha}/\text{a}$) et que les valeurs équivalentes en soufre seulement ($\text{kg}/\text{ha}/\text{a}$ de SO_4^{2-}) sont indiquées entre parenthèses. 352

Figure 8.3. CC d'acidité (S + N) du milieu aquatique (dépôts humides + secs en $\text{}\acute{\text{e}}\text{q}/\text{ha}/\text{a}$) calculée à l'aide du modèle expert ou du modèle SSWC selon le protocole de sélection décrit à la section 8.3.3.1. Dans la légende, « Bkd » désigne le dépôt naturel qui correspond à une CC d'environ 40 à 60 $\text{}\acute{\text{e}}\text{q}/\text{ha}/\text{a}$. La carte répertoire (coin inférieur gauche) spécifie le modèle choisi pour chaque maille de la grille: rouge = expert, jaune = SSWC. La CC dans une maille donnée correspond au 5^e percentile de tous les lacs se trouvant dans cette maille. Les mailles ne contenant qu'un lac sont indiquées par un point blanc. 353

Figure 8.4. CC des sols forestiers du sud-est du Canada en $\text{}\acute{\text{e}}\text{q}/\text{ha}/\text{a}$, aucune exploitation forestière ou incendie forestier n'étant supposé. 356

Figure 8.5a. Dépassement actuel d'acidité (S + N) des CC des écosystèmes aquatiques selon le lessivage de l'azote ($\text{}\acute{\text{e}}\text{q}/\text{ha}/\text{a}$) calculé à l'aide du modèle expert ou du modèle SSWC. La carte-index (coin inférieur gauche) spécifie le modèle choisi pour chaque maille: rouge = expert, jaune = SSWC. 358

Figure 8.5b. Dépassement d'acidité à long terme (S + N) des CC des écosystèmes aquatiques ($\text{}\acute{\text{e}}\text{q}/\text{ha}/\text{a}$) calculé à l'aide du modèle expert ou du modèle SSWC. Les dépassements à long terme n'ont pu être calculés que pour les provinces de l'Est. La carte-index (coin inférieur gauche) spécifie le modèle choisi pour chaque maille: rouge = expert, jaune = SSWC. 358

Figure 8.6a. Dépassement actuel ou selon le lessivage de l'azote d'acidité des sols forestiers du sud-est du Canada en $\text{}\acute{\text{e}}\text{q}/\text{ha}/\text{a}$ en l'absence supposée d'exploitation forestière ou d'incendies forestiers. 360

Figure 8.6b. Dépassement à long terme d'acidité des CC des sols forestiers du sud-est du Canada en $\text{}\acute{\text{e}}\text{q}/\text{ha}/\text{a}$ en l'absence supposée d'exploitation forestière ou d'incendies forestiers. 361

Figure 8.7. CC d'acidité (S + N) du milieu aquatique ou des sols forestiers (dépôts humides + secs en $\text{}\acute{\text{e}}\text{q}/\text{ha}/\text{a}$) calculée par le modèle expert, du modèle SSWC ou du modèle SMB selon le protocole de sélection décrit à la section 8.2.3.3. La carte-index (coin inférieur gauche) indique le modèle choisi pour chaque maille de la grille: rouge = expert, jaune = SSWC, vert = SMB. La CC inscrite dans une maille donnée correspond soit au 5^e percentile de la CC d'un lac soit au 5^e percentile de la CC d'un polygone de sol forestier. La grille de la composante des CC des sols forestiers a été créée à partir de la carte des CC de polygones de sol forestier de la figure 8.4. 362

Figure 8.8a. Dépassement d'acidité (S + N) selon le lessivage de l'azote ($\text{}\acute{\text{e}}\text{q}/\text{ha}/\text{a}$) des écosystèmes aquatiques ou forestiers calculés au moyen du modèle expert, du modèle SSWC ou du modèle SMB. La carte-index

(coin inférieur gauche) indique le modèle choisi pour chaque maille: rouge = expert, jaune = SSWC, vert = SMB. La grille de la composante des dépassements des CC des sols forestiers a été créée à partir de la carte des dépassements des CC des polygones de sol forestier de la figure 8.6a. 364

Figure 8.8b. Dépassement (S + N) à long terme (ég/ha/a) d'acidité des écosystèmes aquatiques ou forestiers calculé au moyen du modèle expert, du modèle SSWC ou du modèle SMB. La carte-index (coin inférieur gauche) indique le modèle choisi pour chaque maille: rouge = expert, jaune = SSWC, vert = SMB. La grille de la composante des dépassements des CC des sols forestiers a été créée à partir de la carte des dépassements des CC des polygones de sol forestier de la figure 8.6b. 364

Figure 10.1. Illustration des étapes du processus d'évaluation. 389

Figure 10.2. Illustration des facteurs considérés dans la détermination de la valeur économique totale de l'environnement. 391

Figure 11.1. Voies courantes des réactions de formation de MP secondaires. Les cases vertes symbolisent les gaz précurseurs, les cases orange des particules (MP_{2.5} ou MP_{2.5-10}) et les cases bleues d'autres conséquences en matière de qualité de l'air. Reproduit avec l'autorisation d'EC, 2001. 405

Figure 12.1. Évolution de la distribution spatiale du sulfate (SO₄²⁻) dans les dépôts humides (exprimé en kg/ha/a; et corrigé pour le sel de mer) dans l'est de l'Amérique du Nord du début à la fin des années 1990. La carte à gauche montre la distribution de la moyenne de cinq ans de dépôts humides pour la période 1990-1994, tandis que celle à droite montre la distribution de la moyenne de cinq ans de dépôts humides pour la période 1996-2000. La zone qui reçoit plus de dépôts que la charge cible de 20 kg/ha/a à la suite des réductions des émissions de SO₂ a considérablement réduit. (Note: 1 kg SO₄²⁻/ha/a équivalait à 20,8 eq/ha/a). 412

Figure 12.2. Distribution spatiale des dépôts humides de NO₃ dans l'est de l'Amérique du Nord au début et à la fin des années 1990. La carte à gauche montre la distribution de la moyenne de cinq ans de dépôts humides pour la période 1990-1994, tandis que celle à droite montre la distribution de la moyenne de cinq ans de dépôts humides pour la période 1996-2000. Comparé au patron de la figure 12.1, ce patron-ci de distribution entre les deux périodes demeure constant, ce qui est en accord avec la constance relative des émissions de NO_x qui se sont déposées dans cette région au cours de cette période. (Note: 1 kg NO₃/ha/a équivalait à 16,1 eq/ha/a). 412

Figure 12.3. Dépassement des charges critiques d'acidité (S + N) – selon le lessivage actuel de l'azote – des milieux aquatiques ou forestiers (dépôts humides et secs exprimés en eq/ha/a) basé sur les dépôts atmosphériques moyens pour la période 1994-1998. Les charges critiques ont été calculées soit à l'aide de modèles de la chimie de l'eau (Expert ou SSWC), soit à l'aide d'un modèle adapté aux sols forestiers (SMB). On a sélectionné comme charge critique, dans une maille donnée, la valeur la plus faible entre le 5^e percentile de la charge critique des lacs et le 5^e percentile des polygones de sol. La légende (en bas à gauche) indique le modèle qui a été sélectionné pour évaluer chaque maille de la grille: rouge = Expert (aquatique), jaune = SSWC (aquatique), vert = SMB (sols forestiers bien drainés). La composante des sols forestiers a été obtenue par simple superposition de la grille sur la carte de dépassements des charges critiques des polygones de sol. La carte des charges critiques des sols forestiers a été produite par le Groupe de travail sur la cartographie forestière du secrétariat des Gouverneurs de la Nouvelle-Angleterre et des premiers ministres de l'est du Canada (GNA-PMEC) avec la collaboration de l'Ontario, d'Environnement Canada et du Service canadien des forêts de Ressources naturelles Canada. 413

Figure 12.4. Dépassement des charges critiques d'acidité (S + N) – à l'état d'équilibre avec les dépôts atmosphériques – des milieux aquatiques ou forestiers (dépôts humides et secs exprimés en eq/ha/a) basé sur les dépôts atmosphériques moyens pour la période 1994-1998. Les charges critiques ont été calculées soit à l'aide de modèles de la chimie de l'eau (Expert ou SSWC), soit à l'aide d'un modèle adapté aux sols forestiers



(SMB). On a sélectionné comme charge critique, dans une maille donnée, la valeur la plus faible entre le 5^e percentile de la charge critique des lacs et le 5^e percentile des polygones de sol. La légende (en bas à gauche) indique le modèle qui a été sélectionné pour évaluer chaque maille de la grille: rouge = Expert (aquatique), jaune = SSWC (aquatique), vert = SMB (sols forestiers bien drainés). La composante des sols forestiers a été obtenue par simple superposition de la grille sur la carte de dépassements des charges critiques des polygones de sol. La carte des charges critiques des sols forestiers a été produite par le Groupe de travail sur la cartographie forestière du secrétariat des Gouverneurs de la Nouvelle-Angleterre et des premiers ministres de l'est du Canada (GNA-PMEC) avec la collaboration de l'Ontario, d'Environnement Canada et du Service canadien des forêts de Ressources naturelles Canada. 414

Figure 12.5. Estimation des émissions de dioxyde de soufre (SO₂) aux É.-U. et au Canada, comprenant l'est (à l'est du Manitoba) et l'ouest (à l'ouest de l'Ontario) du Canada – Les prévisions d'émissions aux É.-U. sont basées sur les résultats sommaires sur les émissions de REMSAD (Regional Modelling System for Aerosols and Deposition). 416

Figure 12.6. Estimation des émissions des oxydes d'azote (NO_x) produites aux É.-U. et au Canada, comprenant l'est (à l'est du Manitoba) et l'ouest (à l'ouest de l'Ontario) du Canada. 1 – L'évaluation des émissions canadiennes de NO_x de 1970 à 1980 a été effectuée selon une méthodologie plus ancienne; on ne peut donc les comparer aux émissions de 1985 et aux plus récentes. L'évaluation des émissions de SO_x a quant à elle été effectuée selon la même méthodologie pour toute la période visée. 2 – Les prévisions d'émissions aux É.-U. sont basées sur les résultats sommaires d'émissions de REMSAD (Regional Modelling System for Aerosols and Deposition) 417

Figure 12.7. Distribution des émissions de dioxyde de soufre (SO₂) au Canada en 2000 (kg/km²). 418

Figure 12.8. Distribution des émissions des oxydes d'azote (NO_x) au Canada en 2000 (kg NO₂/km²). 419

Figure 12.9. Moyennes sur cinq ans (1996-2000) des émissions totales (mégatonnes; MT) et des dépôts humides (MT) de soufre et d'azote dans l'est du Canada et l'est des É.-U. (les superficies apparaissent dans l'encadré). Les valeurs en pourcentage indiquent les proportions des émissions totales et des dépôts humides produites par les deux pays..... 420

Figure 12.10. La contribution (en pourcentage) des différentes régions sources aux dépôts atmosphériques totaux de soufre et d'azote dans les stations du RCEPA de tout le Canada. 421

Figure 12.11. Illustration de la différence dans les quantités de sulfate présentes dans les dépôts atmosphériques humides exprimées (a) kg SO₄²⁻/ha/a et en b) pourcentage (calculé selon (PST2010A — PST2010B)/CCUSA2), établies d'après deux scénarios MDAO de contrôle des émissions de SO₂: le scénario « PST2010A »9 et le scénario « PST2010B »10. Exprimée en termes d'émissions annuelles de SO₂, la différence de quantités prévues aux É.-U. entre les deux scénarios correspond à 611 Ktonnes/a, soit 5% des émissions des É.-U. considérées dans le scénario « CCUSA2 »11. (Note: 1 kg SO₄²⁻/ha/a équivaut à 20,8 eq/ha/a). 422

Figure 12.12. Illustration de la différence dans les quantités de sulfate présentes dans les dépôts atmosphériques humides exprimées en a) kg SO₄²⁻/ha/a et en b) pourcentage (calculé selon (CCUSA2 - 5CONLY)/CCUSA2), établies d'après deux scénarios MDAO de contrôle des émissions de SO₂: le scénario « CCUSA2 » (voir note de bas de page no. 16) et le scénario « 5CONLY »12. Exprimée en termes d'émissions annuelles de SO₂, la différence de quantités prévues au Canada à partir des deux scénarios correspond à 619 Ktonnes/a ou à 32% des concentrations d'émissions du scénario « CCUSA2 ». (Note: 1 kg SO₄²⁻/ha/a équivaut à 20,8 eq/ha/a). 422

Figure 12.13. Dépôts atmosphériques de soufre et d'azote (keq/ha/a) prévus par RELAD; prévisions basées sur les conditions météorologiques moyennes du cours des années 1971 à 2000 et sur les données d'émissions canadiennes

de 1995. Le domaine couvert par RELAD est indiqué par la ligne noire pleine. Chaque maille de la grille représente 1° de latitude par 1° de longitude. (Note: 1 keq/ha/a de dépôt atmosphérique humide de soufre équivaut à 48,1 kg/ha/a tandis que 1 keq/ha/a de dépôt atmosphérique d'azote équivaut à 62,1 kg/ha/a). 423

Liste des tableaux

Tableau 2.1.	Contribution des principaux secteurs d'émissions en pourcentage des émissions nationales totales au Canada et aux États-Unis (2000-2001)	7
Tableau 2.2	Émissions de gaz acidifiants produites au Canada et aux États-Unis (en kilotonnes). Remarque: l'est du Canada est constitué des provinces situées à l'est du Manitoba, et l'ouest du Canada, des provinces à l'ouest de l'Ontario et des territoires.	8
Tableau 2.3.	Émissions estimées de cations basiques au Canada en 1995 (tonnes).....	9
Tableau 3.1.	Écarts de pourcentage des tendances moyennes sur 5 ans du SO ₂ et du nsmSO ₄ ²⁻ dans l'air et du nsmSO ₄ ²⁻ dans les précipitations entre les périodes 1990-1994 et 1998-2002, sur la base des tendances obtenues par le modèle géométrique des séries chronologiques par les moindres carrés et présentées aux figures 3.17 et 3.18. Les écarts correspondent à la concentration moyenne en 1998-2002, moins la concentration moyenne en 1990-1994, divisée par la concentration moyenne en 1990-1994. Toute valeur non nulle indique la présence d'un écart statistiquement significatif; une valeur de zéro indique l'absence d'écart statistiquement significatif.....	37
Tableau 3.2.	Estimations du bilan massique du soufre dans l'est du Canada.....	52
Tableau 3.3.	Estimations publiées des dépôts de soufre sur le continent et des exportations au large en pourcentage des émissions totales de soufre pour l'est de l'Amérique du Nord (à l'exception de la dernière étude, qui s'applique à toute l'Amérique du Nord).	53
Tableau 3.4.	Partrait statistique des mesures du brouillard côtier à la pointe Lepreau (N.-B.). Le volume est exprimé en mL. Comme le volume des échantillons n'a pas été saisi en 1998 et en 1999, on ne donne que les moyennes arithmétiques des concentrations (en µeq/L). Les dépôts sont exprimés en kg/ha sur la base du flux d'eau de brouillard intercepté par la forêt de conifères, qui occupait 75,4% des terres émergées de la pointe Lepreau. Le nombre d'heures de brouillard chaque année à l'aéroport de Saint-Jean est indiqué dans la dernière colonne. Comme une partie seulement des événements de brouillard ont fait l'objet de prélèvements à la pointe Lepreau, nous avons grossi à l'échelle les estimations des dépôts annuels provenant de ces événements à partir du nombre d'heures de brouillard à Saint-Jean afin d'obtenir des totaux annuels représentatifs. Plus précisément, nous avons calculé le taux de dépôt d'acidité, de sulfates et de nitrates (en µeq/m ² /h) en multipliant les concentrations moyennes saisonnières (en µeq/L) de sulfates, de nitrates, et l'acidité par la vitesse de dépôt de l'eau de brouillard (en L/m ² /h), sur la base du taux d'occurrence du brouillard détecté à l'aéroport.	57
Tableau 3.5.	Esther (Alberta): Résultats de l'analyse de contribution des sources pour la période 1998-2002. Chaque colonne indique la contribution d'un des secteurs (en %) aux dépôts humides, secs et totaux (humides + secs). Les moyennes sur 5 ans des dépôts humides, secs et totaux des différentes espèces sont entre parenthèses. Les cellules ombrées indiquent la contribution maximale pour chaque type de dépôt.	67
Tableau 3.6.	ELA – Région des lacs expérimentaux (Ontario): Résultats de l'analyse de contribution des sources pour la période 1998-2002, analyse décrite au tableau 3.5.	69
Tableau 3.7.	Algoma (Ontario): Résultats de l'analyse de contribution des sources pour la période 1998-2002, analyse décrite au tableau 3.5.	71



Tableau 3.8.	Longwoods (Ontario): Résultats de l'analyse de contribution des sources pour la période 1998-2002, analyse décrite au tableau 3.5.	73
Tableau 3.9.	Egbert (Ontario): Résultats de l'analyse de contribution des sources pour la période 1998-2002, analyse décrite au tableau 3.5.	74
Tableau 3.10.	Chalk River: Résultats de l'analyse de contribution des sources pour la période 1998-2002, analyse décrite au tableau 3.5.	76
Tableau 3.11.	Sutton (Québec): Résultats de l'analyse de contribution des sources pour la période 1998-2002, analyse décrite au tableau 3.5.	77
Tableau 3.12.	Chapais (Québec): Résultats de l'analyse de contribution des sources pour la période 1998-2002, analyse décrite au tableau 3.5.	79
Tableau 3.13.	Kejimikujik (Nouvelle-Écosse): Résultats de l'analyse de contribution des sources pour la période 1998-2002, analyse décrite au tableau 3.5.	80
Tableau 3.14.	Penn State (Pennsylvanie): Résultats de l'analyse de contribution des sources pour la période 1998-2002, analyse décrite au tableau 3.5.	82
Tableau A3.1.	Dépôts secs cumulés (en kg N/ha/étude) et contribution du NO ₂ , du HNO ₃ et du p-NO ₃ – aux dépôts secs d'azote total au cours des trois premières études sur le terrain.	95
Tableau 4.1.	Émissions totales de SO ₂ produites à l'intérieur du domaine du MDAO selon le scénario de référence de 1989 et selon 19 scénarios de contrôle des émissions. Les six scénarios de contrôle clés sont surlignés en jaune.	111
Tableau 4.2.	Émissions totales de NO _x produites à l'intérieur du domaine du MDAO selon le scénario de référence de 2010 et selon trois scénarios de contrôle des émissions.	112
Tableau 4.3.	Pourcentage d'émissions de SO ₂ issues des sources ponctuelles majeures canadiennes envisagées selon 11 scénarios MDAO de contrôle des émissions. Des valeurs multiples pour une installation unique indiquent la présence de plus d'une cheminée industrielle à cette installation.	118
Tableau 4.4.	Superficie de l'est du Canada par province où les dépôts humides de SO ₄ ²⁻ dépassent la charge critique selon 20 scénarios MDAO de contrôle des émissions. Les six scénarios clés sont surlignés en jaune.	129
Tableau 4.5.	Sommaire de paires choisies de scénarios MDAO de contrôle des émissions de SO ₂ utiles pour déterminer la contribution des différentes sources et leurs principales différences.	133
Tableau 4.6.	Taux totaux d'émissions canadiennes et américaines de SO ₂ (Ktonnes SO ₂ /a) et de NO _x (Ktonnes NO ₂ /a) selon quatre nouveaux scénarios MEI de contrôle des émissions (surlignés en jaune) et quatre scénarios MEI qui proviennent de l'évaluation de 1997.	146
Tableau 5.1.	Localisation des stations et leurs caractéristiques; dépôts bruts moyens de SO ₄ ²⁻ et bilan pour la période 1993-1997, à moins d'être mentionné.	171
Tableau 5.2.	Stations et sites d'incubation déterminés pour l'étude sur la minéralisation nette de l'azote.	176
Tableau 5.3.	Taux de minéralisation nette totale annuelle du N (MAN; µg N/g/a), pourcentage de N total, rapport C/N et pH de la couche organique (FH) et la couche minérale superficielle du sol (0-20 cm) dans 13 sites de forêts de l'est du Canada représentatives des trois espèces dominantes. ERS = érable à sucre; SAB = sapin baumier; EPN = épinette noire.	176
Tableau 5.4.	Caractéristiques principales des trois bassins versants étudiés	180

Tableau 5.5.	Concentrations en N minéral dans la couche FH du sol des trois bassins versants. Les concentrations moyennes sont exprimées en mg N/g de sol sec, suivies de leur erreur-type. Les lettres différentes indiquent qu'il y a eu une différence entre les moyennes au niveau de probabilité $\alpha=0,05$	181
Tableau 5.6.	Relations entre la chimie des lacs et des sols de 35 bassins versants du réseau TADPA-Québec. Les coefficients montrés sont tous significatifs au niveau de probabilité $\alpha=0,05$. Les données obtenues sont de Lachance et Buteau (1989).	193
Tableau 6.1.	Nombre de lacs et sources des données de chimie employées pour évaluer l'état actuel ou les tendances statistiquement significatives à l'aide des tests non paramétriques. Le nombre de lacs dont l'équilibre des charges est de ± 15 % est entre parenthèses sous la colonne « État ». La colonne « Référence » réfère aux auteurs des publications qu'ils ont réalisées avec une partie ou la totalité des données d'une même source.	205
Tableau 6.2.	Valeurs des 5 ^e , 50 ^e et 95 ^e percentiles des concentrations dans les lacs des données provinciales et territoriales constitutives de la base de données de « l'état actuel ». Consulter le tableau 6.1 pour connaître leur localisation géographique. L'absence de données est indiquée par « ND ».	207
Tableau 6.3.	Comparaison de « l'état actuel » de 1997 avec celui de 2004 (l'évaluation actuelle). Voir aussi le tableau 6.1 et la figure 6.1 pour obtenir de l'information supplémentaire sur les données de 2004. Noter que les données de l'AB et de la CB proviennent en majorité de compilations. L'emploi du qualificatif « fédéral » ou « provincial » indique la provenance des données, d'organismes soit fédéraux, soit provinciaux.	214
Tableau 6.4.	Sommaire des tendances significatives ($p \leq 0,05$) de l'évolution chimique des lacs de l'est du Canada entre 1990 et 2001 détectées à l'aide de tests statistiques non paramétriques (voir dans le texte). Les nombres entre parenthèses (colonnes des %) représentent le pourcentage global de pentes positives ou négatives sans égard à la signification statistique. La valeur annuelle des tendances positives ou négatives a été estimée à partir de la médiane de toutes les pentes linéaires significatives.	219
Tableau 6.5.	Liste des taxons de crustacés se trouvant dans au moins 10% des deux stations Østfold (Norvège) et Killarney (ON) ($n=54$ dans chaque station) et groupés selon leur degré d'association avec l'acidité des lacs. Adapté du tableau 1 de Walseng et Schartau (2001), tous droits réservés 2001 de Kluwer Academic Publishers et utilisé avec la permission de Springer Science and Business Media.	234
Tableau 6.6.	Abondance moyenne d'insectes par cage sur les lacs de Sudbury, ON, distribuée en fonction des valeurs de pH au-dessus ($n=10$) et au-dessous ($n=7$) de 5,5. Les différences significatives ($p < 0,05$), marquées par un astérisque, résultent de l'analyse de variance de l'abondance d'insectes qui a été transformée par le log ($x + 1$) en fonction des deux classes de pH. Adapté avec la permission de Carbone et al. (1998).	235
Tableau 6.7.	Moyenne, étendue et médiane des taux dans le changement par année des variables de chimie et de macroinvertébrés benthiques dans huit lacs sensibles à l'acidité de Muskoka, ON, échantillonnés entre 1998 et 2002. Les tendances significatives ($p < 0,05$) et marginalement significatives ($0,05 < p < 0,10$) sont indiquées par un astérisque et le soulignement. Les lacs sont ordonnés de gauche à droite selon le plus bas au plus élevé pH moyen.	236
Tableau 6.8.	Valeurs médianes moyennes (1997-2003) et intervalles de confiance à 95% des propriétés chimiques et morphologiques des lacs et d'attributs paysagers et biologiques de 131 lacs de l'ON des régions de Muskoka, Sudbury, Algoma et des lacs expérimentaux (ELA), où il y a eu échantillonnage des macroinvertébrés. Les lettres différentes sur une même ligne indiquent qu'il y a différence entre les valeurs moyennes basées sur l'absence de recouvrement entre les intervalles de confiance. Le nombre de lacs (et %) entrant dans l'une ou l'autre des trois classes de poissons est indiqué. L'indice de complexité des rives a été calculé comme suit: longueur de la rive/(2 x racine carrée (π x superficie du lac)).	238



Tableau 6.9.	Sommaire des effets de la présence de poissons et du pH sur la diversité des macroinvertébrés évalués à l'aide des données des lacs de l'ON échantillonnés entre 1987 et 2003 dans les régions de Muskoka, Sudbury, Algoma et des lacs expérimentaux et les régions de lacs du QC échantillonnés entre 2001 et 2003 (rive nord du fleuve Saint-Laurent). On donne le sens (positif ou négatif) des effets significatifs induits par la présence de poissons et du pH après contrôle des effets de la localisation géographique (pour l'ON seul), du COD des lacs, de leur superficie et du degré de complexité des rives. Le critère de détermination de d'effet significatif ($p < 0,05$) a été assoupli pour le QC ($p < 0,1$) – en raison du nombre restreint de données – dans le but de pouvoir comparer le patron de réaction des sources de données. Les taxons sont groupés sous les colonnes selon le signe (+) ou (-) des pentes de régression des deux paramètres (présence de poisson, pH). Les taxons représentent la diversité taxonomique (Rich_) ou la proportion (notée avec un « p ») par rapport à tous les individus capturés à l'intérieur d'une famille particulière ou d'un autre niveau. Les indices au niveau de la famille ou de l'ordre sont précédés de l'ordre auquel ils appartiennent (c.-à-d. A = Amphipoda, H = Heteroptera, C = Coleoptera, O = Odonata, E = Ephemeroptera, T = Trichoptera, D = Diptera) ou au niveau de la classe (Biv = Bivalvia).....	240
Tableau 6.10.	Valeurs estimées des paramètres, des intervalles de confiance à 95% et de concordance du modèle de prévision de la présence de petits poissons (cyprinidés, perchaude et meunier noir) des petits lacs et milieux humides des régions de Muskoka, Sudbury et Algoma de l'ON (n = 591 lacs).	244
Tableau 6.11.	Variation annuelle de la superficie du lac, de son pH et de son COD et effets associés sur le succès de reproduction du plongeon huard occupant les lacs de la NE suivis entre 1991 et 2000 (n = 180). Adapté avec la permission de Badzinski et Timmermans (sous presse).	250
Tableau 6.12.	Sommaire des estimations des associations habitats – oiseaux aquatiques réalisées à partir des modèles des guildes et d'espèces spécifiques des régions de Muskoka, Sudbury et Algoma de l'ON entre 1988 et 2003 (n = 613 lacs). Les effets modélisés sont ceux déterminés par le mode de sélection des modèles. Ils ont été considérés significatifs si leur intervalle de confiance à 95% (entre parenthèses) était en dehors de zéro. La concordance moyenne a été calculée à l'aide de la technique leave-one-out (Jackknife) à partir de valeurs observées et de valeurs prévues (1 000 itérations de 1 000 observations paires) (Olden et Jackson, 2000). Pour le garrot à œil d'or, seules les données d'Algoma et de Sudbury ont été employées parce que Muskoka est situé à la frontière sud de leur aire de reproduction. L'indice de complexité des rives a été calculé comme suit: longueur de la rive/(2 x racine carrée (π x superficie du lac)).	252
Tableau A6.1.	Classification, codes taxonomiques, noms et fréquence moyenne des macroinvertébrés communs (présents dans au moins 10% des lacs) capturés entre 1987 et 2003 dans les lacs des régions de l'ON – Muskoka, Sudbury, Algoma et la région des lacs expérimentaux. Les taxons sont triés selon l'ordre ou, dans le cas des mollusques, selon la classe.....	277
Tableau 7.1.	Pondération de 11 taxons d'invertébrés benthiques prélevés de 1987 à 1994 dans 17 lacs de la région de Sudbury (Ontario) sur le premier axe de l'analyse en composantes principales. Adaptation autorisée de Carbone et al. (1998).	297
Tableau 7.2.	Coefficients de corrélation de Pearson statistiquement significatifs ($p < 0,05$) entre les variables environnementales des lacs, le nombre d'espèces de poissons et la position sur le premier axe de l'analyse des composantes principales effectuée à partir de données d'échantillons d'invertébrés benthiques prélevés de 1987 et 1994 dans 17 lacs de la région de Sudbury (Ontario). Adaptation autorisée de Carbone et al. (1998).	297
Tableau 7.3.	Principales caractéristiques physiques des deux lacs ayant fait l'objet d'une étude de rétablissement du degré d'acidité (lacs 223 et 302S), situés dans la région des lacs expérimentaux (ELA) du nord-ouest de l'Ontario.	299

Tableau 7.4.	Émissions annuelles de SO ₂ et de NO _x dans les provinces et États d'Amérique du Nord, telles que déclarées pour 1995-1996 et estimées pour 2010, 2020 et 2060 (voir les scénarios décrits dans le texte). On utilise les abréviations postales usuelles.	312
Tableau 7.5.	Pourcentage estimé des populations de lacs modélisés répondant aux critères de pH et de CNA selon les scénarios de dépôts décrits dans le texte. La mention « d'origine » s'applique aux valeurs pré-acidification estimées. Les valeurs placées entre parenthèses de TN, de la NÉ et du NB correspondent aux mêmes pourcentages, mais cette fois pour le sous-ensemble des lacs modélisés ayant une CNA _O > 0 µéq/L (arrondi aux 5% les plus proches dans le cas de T.N. à cause du faible nombre de lacs dans ce sous-ensemble).....	318
Tableau 7.6.	Modèles de biologie utilisés pour estimer les changements prévisibles de qualité de l'habitat correspondant aux variations du pH prévues par le modèle d'évaluation intégrée (MEI) selon quatre scénarios de réduction des émissions acides. Des modèles d'association à l'habitat spécifiques aux guildes et aux espèces ont été élaborés à l'aide de données provenant des régions d'Algoma, de Sudbury et de Muskoka, en Ontario. Il s'agit de sous-ensembles de ceux décrits aux sections 6.4.3 (cyprinidés et autres petits poissons) et 6.4.4.2 (oiseaux aquatiques). On considère que les effets modélisés sont statistiquement significatifs lorsque leur intervalle de confiance à 95% (entre parenthèses) ne comprend pas 0. La concordance moyenne a été calculée à l'aide de la méthode jackknife grâce aux observations faites sur les lacs et aux valeurs prévues (c.-à-d. 1 000 itérations de 1 000 observations appariées) (p. ex. Olden et Jackson, 2000). Les modèles du garrot à œil d'or, qui excluent les données provenant des régions situées sous la limite sud de son aire de reproduction (à environ 46° de latitude nord), incluent un terme pour la région d'Algoma (Ontario) compte tenu de sa probabilité plus grande d'être présent dans cette région. L'indice de complexité des rives (ICR) est égal à (longueur de la rive)/(2* √(π * superficie du lac)).	321
Tableau 7.7.	Pourcentage estimé, par province, des lacs modélisés où on est susceptible de trouver (probabilité de présence > 0,6) des petits poissons (cyprinidés, perchaudes et meuniers noirs) et des couples reproducteurs d'oiseaux aquatiques piscivores selon les scénarios de dépôts décrits dans le texte. La taille des échantillons varie selon qu'il s'agit de petits poissons ou d'oiseaux aquatiques parce que la gamme de superficies utilisée pour les petits poissons (de 2 à 110 ha) est plus petite que celle utilisée pour les oiseaux aquatiques piscivores (de 2 à 500 ha). L'indication « origine » indique le pourcentage estimé des lacs considérés appropriés selon les valeurs présumées du pH avant l'acidification.....	328
Tableau 7.8	Pourcentage des lacs modélisés où on est susceptible de trouver (probabilité de présence > 0,6) des jeunes et des couples de garrots à œil d'or selon les scénarios de dépôts décrits dans le texte. On donne le pourcentage des lacs pour le bassin secondaire 2B (région d'Algoma), en Ontario. Ce bassin, situé dans la zone de reproduction du garrot à œil d'or, compte un nombre suffisant de lacs modélisés. On ne donne pas les résultats pour la région de Sudbury (bassin 2D) parce que toutes les probabilités y sont inférieures à 0,6. La superficie des lacs varie de 2 à 110 ha. L'indication « origine » indique le pourcentage estimé des lacs appropriés selon les valeurs présumées du pH avant l'acidification.....	328
Tableau 8.1.	Relations entre les unités de dépôt atmosphérique utilisées dans cette évaluation pour quantifier les CC et les dépassements. On passe d'une unité à l'autre au moyen d'une multiplication ou d'une division par le facteur approprié.	345
Tableau 8.2.	Nombre de lacs (n), plage de valeurs et CC (éq/ha/an) correspondant au 5 ^e et 50 ^e percentile calculés pour chaque province au moyen de la base de données sur la chimie des lacs « à l'état actuel » (voir figure 8.1). Les résultats de cette évaluation ont été obtenus avec le modèle expert et avec le modèle SSWC. Les valeurs correspondant au 5 ^e percentile (colonnes ombrées) sont considérées comme étant les CC régionales. Les CC négatives sont indiquées par « Bkd » (= dépôt naturel), ce	



qui signifie qu'il est impossible pour le lac d'atteindre le seuil chimique utilisé pour calculer la CC. Les charges critiques déterminées par d'autres évaluations au moyen du modèle SSWC sont présentées à des fins de comparaison. 351

Tableau 8.3. Dépassement des CC des écosystèmes aquatiques selon le lessivage de l'azote (valeur correspondant au 95^e percentile) évalué avec le modèle indiqué à partir des ensembles de données des provinces (voir le tableau 8.2). Les dépassements équivalents à long terme dans les provinces de l'Est sont également représentés. 357

Tableau 8.4. Charges critiques des sols forestiers par province dans l'est du Canada et leurs dépassements admettant les hypothèses que 1) tous les dépôts atmosphériques de soufre et d'azote deviennent acidifiants à long terme (dépassement à long terme), et que 2) tous les dépôts atmosphériques de soufre et tout le lessivage du NO₃ deviennent acidifiants à court terme (dépassement actuel ou dépassement selon le lessivage de l'azote). Les valeurs sont données avec une pondération surfacique. 359

Tableau 8.5. Pourcentage de la superficie cartographiée dans chaque province montrant les CC dépassées selon le lessivage de l'azote de la figure 8.8a. Pour les provinces de l'Est (c.-à-d. l'Ontario et les provinces plus à l'est), le second nombre est le pourcentage de la superficie cartographiée pour les dépassements à long terme de la figure 8.8b. À l'ÎPÉ, le dépassement selon le lessivage de l'azote chute de 100% et tombe dans la classe allant de - 600 à - 300 éq/ha/a, et le dépassement à l'état d'équilibre chute de 100% et tombe dans la classe allant de - 300 à - 100 éq/ha/a. Les mailles superposant les eaux libres (p. ex., l'océan, les Grands Lacs, etc.) ou le territoire américain ont été exclues du calcul du pourcentage, de même que les mailles qui se trouvaient à superposer les superficies des lacs des provinces de l'Ouest, qui en dépassaient les frontières. 363



Au Canada, les retombées acides continuent d'affecter l'environnement et la santé des Canadiens, malgré les réductions qui ont été enregistrées à la suite de l'application des mesures de réductions des émissions acidifiantes. En effet, selon deux méthodes d'estimation de scénarios, allant du plus au moins optimiste, de 21 à 75% du territoire de l'Est du Canada (ce qui correspond à 0,5-1,8 million km²) continuent de recevoir des dépôts acides qui en dépassent les charges critiques (c.-à-d. la quantité de dépôts acides que le territoire d'une région peut recevoir sans qu'il en soit affecté), et ce, malgré le fait que les taux de dépôts acides y aient diminué. Même avec l'Accord Canada-É.-U. sur la qualité de l'air (AQA) concernant la réduction d'ici 2010 des émissions de dioxyde de soufre (SO₂), on estime que les deux pays devront réduire d'un 75% supplémentaire les émissions de ce polluant pour préserver les écosystèmes du Canada des dommages causés par les dépôts acides. Le soufre continue d'être l'agent acidifiant prédominant des dépôts acides qui touchent l'Est du Canada. Il est possible cependant que les émissions élevées et soutenues d'oxyde d'azote (NO_x) contribuent dans le futur à l'acidification des écosystèmes.

Dans l'Ouest canadien (défini ici comme le territoire appartenant au Canada situé à l'ouest de l'Ontario), de vastes portions de territoire présentent des géologies sensibles à l'acidité des dépôts atmosphériques. Ces secteurs géologiques sont situés au nord et au sud-est du Manitoba, au nord de la Saskatchewan, au nord-est de l'Alberta, au Nunavut et dans les Territoires du Nord-Ouest, et forment la chaîne côtière de la Colombie-Britannique. Actuellement, il n'est pas possible de déterminer si les écosystèmes qui s'y trouvent sont en danger, faute de données suffisantes sur leurs propriétés et sur les teneurs en acidité des dépôts. On ne peut donc dire pour l'instant, à quelques exceptions près, dans quelle mesure ces écosystèmes potentiellement vulnérables se trouvent affectés par les retombées acides.

Au Canada et aux É.-U., les sources majeures d'émissions acidifiantes émanent de la production d'électricité, de l'exploitation et de la fusion du minerai non ferreux, du secteur amont de l'industrie pétrolière et gazière et du

transport. Les sources d'émissions majeures en provenance du Canada qui affectent l'est du pays arrivent de l'Ontario et du Québec. Les sources d'émissions majeures en provenance des É.-U. qui créent des impacts sur les écosystèmes de l'Est du Canada arrivent des régions du Midwest, des Grands Lacs, de la vallée fluviale de l'Ohio et de la Côte Est. L'Alberta, le sud de la Saskatchewan et le nord du Manitoba produisent la majorité des émissions qui affectent les écosystèmes de l'Ouest canadien.

La réduction des émissions acidifiantes n'a pas produit les effets escomptés. L'acidification des écosystèmes aquatiques et terrestres se poursuit, en raison de différents processus physico-chimiques et climatiques qui continuent de se produire. Les concentrations en cations basiques qui neutralisent l'acidité continuent de diminuer dans les sols en réaction aux précipitations encore acides, faisant du coup accroître la vulnérabilité de nombreuses régions à l'acidité des précipitations. La réduction des dépôts acides a eu pour effet de faire passer dans les lacs et les cours d'eau le soufre emmagasiné dans les sols forestiers bien drainés, ajoutant à la charge d'acidité dans ces écosystèmes. Après des périodes de sécheresse, le soufre – venu de l'atmosphère puis emmagasiné dans les sols des milieux humides – est libéré dans les lacs et les cours d'eau, ce qui a pour effet d'y déclencher des périodes d'acidification. En dépit des réductions des émissions acidifiantes, de l'azote en excès continue d'être largué des bassins versants, contribuant à acidifier leur réseau de lacs et de cours d'eau.

Malgré ces processus qui réduisent l'efficacité des mesures de réduction des émissions, on observe une amélioration de l'état de beaucoup de lacs, en particulier ceux situés dans les environs des fonderies qui ont fortement réduit leurs émissions. Le processus de rétablissement de beaucoup de ces lacs est complexe et lent; des communautés biologiques pourraient être altérées de façon permanente. La capacité de bien des lacs à servir d'habitat propice au développement du biote aquatique s'est cependant améliorée; on a à cet égard observé que la présence d'oiseaux aquatiques augmentait, par exemple celle du plongeon huard.

Par ailleurs, les dépôts acides sont en rapport avec bien d'autres problèmes environnementaux. Ils se forment en présence des mêmes précurseurs acides (SO_2 and NO_x) que l'ozone troposphérique et les matières particulaires (le smog autrement dit). Les polluants responsables de l'acidité des dépôts contribuent au changement climatique qui a lui-même l'effet potentiel d'agir sur l'étendue territoriale, sur la gravité des dépôts acides et effets associés. De plus, en présence de dépôts acides, le mercure élémentaire – qui est non toxique directement – se transforme en méthylmercure, un composé bioaccumulatif extrêmement toxique. D'autres problèmes – d'ordre environnemental, économique et de santé humaine – peuvent ainsi bénéficier des réductions de l'acidité des retombées atmosphériques.

Étant donné l'ampleur des impacts causés par les dépôts acides sur les humains et leur environnement, il y a de nombreux avantages socio-économiques à tirer des mesures de réduction. Par exemple, les découvertes scientifiques récentes sur l'existence de liens entre les dépôts acides et les baisses de productivité des forêts laissent suggérer que le secteur forestier pourrait grandement bénéficier, au plan économique, de l'application de mesures de réduction.

Le tour complet de la question des dépôts acides n'a pas encore été fait. D'autres efforts doivent être déployés pour réduire les émissions acidifiantes dans l'Est du Canada. Ce problème sera d'autant plus aisé à gérer dans le futur que s'améliorera notre compréhension de la complexité des impacts qu'il produit à long terme. Les géologies sensibles à l'acidité et l'augmentation des émissions de SO_2 et de NO_x justifient l'établissement de stations de surveillance dans les provinces de l'Ouest canadien pour que l'on s'assure que les dépôts acides ne portent pas préjudice aux écosystèmes qui s'y trouvent.

Le Rapport d'évaluation scientifique de 2004 sur les dépôts acides au Canada a été préparé par des chercheurs des gouvernements fédéral et provinciaux et des universités. Cette évaluation s'appuie sur les résultats présentés dans le Rapport d'évaluation 1997 sur les pluies acides au Canada. On y présente les derniers progrès scientifiques qui concernent:

- ⇒ la réduction des émissions acidifiantes;
- ⇒ la réaction de l'atmosphère au changement des émissions passées, présentes et futures;
- ⇒ les estimations des charges critiques des écosystèmes aquatiques et terrestres;
- ⇒ les effets sur les forêts et les sols, les écosystèmes aquatiques, la faune et la santé humaine;
- ⇒ le rétablissement des écosystèmes aquatiques;
- ⇒ les relations entre les dépôts acides et les autres problèmes environnementaux;
- ⇒ l'identification d'aspects non compris du problème;
- ⇒ la quantification des coûts et avantages associés à la réduction des dépôts acides.

Le rapport se présente en deux documents. L'un intitulé « Sommaire des résultats clés » présente le résumé des résultats clés de l'évaluation, sous forme de réponses aux dix questions et sous-questions qu'ont posées les milieux politique et scientifique. L'autre document, l'évaluation proprement dite, rend compte des connaissances scientifiques sur les dépôts acides qui touchent le Canada.



H. Morrison

La publication du rapport 2004 sur l'évaluation scientifique des dépôts acides au Canada constitue deux nouveautés. Il s'agit en effet de la première synthèse sur la science des dépôts acides au Canada qui est publiée depuis le lancement de la Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000. C'est aussi la première fois qu'on rapporte les réactions des écosystèmes aux réductions des émissions de dioxyde de soufre (SO₂) entreprises en 1990 aux É.-U. sous la Phase I du titre IV des amendements de 1990 de la Clean Air Act.

Cette cinquième évaluation scientifique sur les dépôts acides publiée en 25 ans arrive à point nommé dans l'évolution du problème. Depuis la réalisation de la dernière évaluation¹, la science a mis en évidence des liens entre l'acidification chronique des sols forestiers et le dépérissement des forêts, et le rétablissement retardé des écosystèmes aquatiques. Les augmentations considérables d'émissions de SO₂ et d'oxydes d'azote (NO_x) (agents acidifiants des retombées atmosphériques) résultant de l'exploitation des sables bitumineux du nord de l'Alberta risquent de créer des impacts dans l'Ouest. En dépit de l'idée fautive véhiculée selon laquelle le problème des pluies acides serait résolu, les récents résultats de recherche montrent au contraire que le problème pourrait se faire sentir durant 60 ans encore dans l'est du Canada². La publication de ces résultats arrive à point nommé dans un contexte où le public n'est que très peu conscientisé à ce problème. Il est temps de planifier pour l'avenir.

Que sont les dépôts acides? Les dépôts acides sont le produit final de réactions produites dans l'atmosphère entre

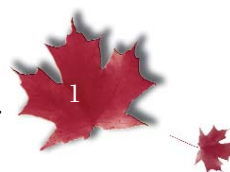
les oxydes de soufre (SO_x), les oxydes d'azote (NO_x) et l'eau. Les dépôts acides atteignent la surface de la terre par le biais des précipitations (les pluies ou les brouillards acides) et des gaz, des aérosols acides et des particules (dépôts secs ou sédimentation). Dans l'atmosphère, l'acidité (le pH) des dépôts acides est influencée par les concentrations en bases et en acides dérivés du soufre et de l'azote. Les concentrations atmosphériques des acides et des bases sont principalement déterminées par les émissions anthropiques de SO_x, de NO_x, d'ammoniac et de cations basiques provenant de sources telles que les fonderies des métaux communs, la génération thermique d'énergie électrique, le secteur amont de l'industrie pétrolière et gazière et le transport. Dans l'Est du Canada, les émissions de SO₂ sont responsables de la majorité de l'acidité des dépôts atmosphériques.

Les polluants qui engendrent les dépôts acides peuvent voyager sur des centaines, voire des milliers de kilomètres depuis la source qui les émet. En raison de ce transport à longue distance et de la nature destructrice des acides, les impacts des dépôts acides créés sur les humains, leur environnement et l'économie touchent de grandes étendues géographiques. Les dépôts acides affectent les lacs, les cours d'eau, les sols, les forêts, les édifices et la santé humaine. Ils réduisent la diversité biologique des écosystèmes aquatiques et ont le potentiel de modifier la composition des espèces dans les écosystèmes terrestres.

Les dépôts acides se forment avec les mêmes émissions de précurseurs (SO_x et NO_x) avec lesquelles se forment aussi l'ozone troposphérique et les matières particulaires (MP)

¹Environment Canada, 1998. 1997 Canadian Acid Rain Assessment. Vols. 1-5. ISBN 0-662-2598-6. En anglais seulement

²Selon les modèles de prévision de la réaction des écosystèmes à des scénarios optimistes de réduction des émissions de Clair et al. (2003) établis pour la Nouvelle-Écosse et de Aherne et al. (2003) pour l'Ontario. On n'a pas cependant tenu compte dans ces études des facteurs qui pourraient retarder le rétablissement des écosystèmes, tels les pratiques d'aménagement forestier, les incendies forestiers et le lessivage du nitrate.



(smog). Les oxydes d'azote (NO_x) peuvent contribuer à la formation d'ozone lorsqu'ils sont en présence de composés organiques volatils (par ex., les solvants) et de la lumière du jour. Les SO_2 et les NO_x peuvent réagir avec d'autres composés chimiques pour former des MP. Or, les MP et l'ozone sont reconnus pour affecter la santé des gens. De plus, le smog et certains de ses précurseurs se dispersent pour absorber la lumière qui traverse l'atmosphère, ce qui affecte la visibilité et contribue au changement climatique.

Au Canada, le problème des dépôts acides requiert la réduction des SO_x et des NO_x autant émis au Canada qu'aux É.-U. En effet, les É.-U., situés à proximité, émettent des émissions qui sont transportées au Canada sur de longues distances. Pour remédier à ce problème, le Canada a mis en œuvre le Programme de lutte contre les pluies acides dans l'est du Canada (PLCPA), concrétisant en ce sens un premier effort coordonné du gouvernement fédéral et des sept provinces de l'Est. Ce programme, qui a été lancé en 1985, a atteint son objectif de réduire les émissions de SO_2 de 50% en 1994 par rapport aux quantités qui ont été émises en 1980. Aux É.-U., des amendements ont été apportés à la *Clean Air Act* des É.-U. de 1990, lesquels spécifiaient qu'il y avait d'importantes réductions d'émissions de SO_2 à appliquer pour 1997 (Phase I), puis des supplémentaires pour 2010 (Phase II) de même que des réductions à faire en matière d'émissions de NO_x . L'Accord Canada-É.-U. sur la qualité de l'air (AQA), signé en 1991, a confirmé les engagements pris par les deux gouvernements de réduire les émissions de SO_2 et de NO_x , sur la tenue de consultations et sur la mise en œuvre de moyens pour régler d'autres questions de pollution atmosphérique transfrontalière.

Lorsque le PLCPA a été mis au point, on souhaitait que la réduction des émissions de SO_2 au Canada et aux É.-U. réduise les quantités de sulfate présentes dans les précipitations (c.-à-d. pluie et neige) d'une quantité aussi élevée que 40 kg par hectare par année à moins de 20 kg par hectare par année. Le « dépôt cible »³ de 20 kg par hectare par année, déterminé en 1983, était censé protéger les écosystèmes aquatiques de sensibilité modérée à l'acidité. Bien que l'on prévoit atteindre cette quantité cible en 2010, on conclut dans les rapports d'évaluation de 1990⁴ et de 1997⁵ sur les pluies acides au Canada que beaucoup de lacs et de forêts continueront d'être affectés par les dépôts

acides. L'évaluation de 1990 a permis de confirmer la pertinence de se doter d'une mesure plus appropriée de la capacité d'un écosystème à absorber des dépôts acides sans en subir de dommages: la « charge critique ». La charge critique est une estimation de la capacité qu'a un écosystème donné d'absorber de l'acidité, ou autrement dit, la quantité de dépôts acides (exprimée en eq/ha/a) qu'il est en mesure de recevoir sans qu'il en soit affecté.

L'accomplissement du PLCPA de 1985 a marqué la fin d'une première étape vers la résolution du problème des dépôts acides au Canada. En 1994, les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux ont commencé à élaborer une stratégie de réduction des dépôts acides au Canada capable de mitiger les effets produits à long terme sur l'environnement et la santé humaine, autant associés aux dépôts acides eux-mêmes qu'aux émissions acidifiantes. Lancée en 1998, la Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000 (appelée « la Stratégie ») avait pour objectif principal de « se conformer à long terme au seuil environnemental des charges critiques en matière de dépôts acides partout au Canada. » La Stratégie est présentement en application. Elle consiste à réaliser les engagements suivants:

- ⇒ négocier davantage de réductions d'émissions de la part des É.-U.;
- ⇒ établir de nouveaux objectifs de réduction des émissions de dioxyde de soufre (SO_2) concernant l'est du Canada;
- ⇒ prévenir la pollution et garder les milieux sains « propres »;
- ⇒ s'assurer de la pertinence des programmes de recherche scientifique et de surveillance des pluies acides;
- ⇒ rendre compte chaque année des émissions actuelles et prévues de SO_2 et de NO_x au regard du respect des engagements internationaux et des progrès réalisés dans la mise en œuvre de la Stratégie.

La présente évaluation sert d'appui scientifique à la justification des engagements de la Stratégie. L'évaluation est en effet fondée sur les résultats du Rapport d'évaluation de 1997 sur les pluies acides au Canada et sur les fondements scientifiques actuels. La préparation de cette évaluation a débuté en 2001 avec la tenue d'une série

³Dans ce cas, le dépôt cible correspond à un objectif écologique qui est supérieur à la charge critique; il permettrait autrement dit un certain degré de dommage écologique (Brydges, T. 2004. *Acid Rain in Story and Song*. Thomas and Marilyn Brydges Publ. Brampton, ON. Pp.131.)

⁴CCRS (Comité fédéral-provincial de coordination de la recherche et de la surveillance). 1990. Rapport canadien d'évaluation de 1990 sur le transport à distance des polluants atmosphériques et sur les dépôts acides, Comité fédéral-provincial de coordination de la recherche et de la surveillance.

⁵Environnement Canada, 1998. 1997 Canadian Acid Rain Assessment. Vols. 1-5. ISBN 0-662-2598-6. En anglais seulement.



d'ateliers auxquels ont été conviés scientifiques et responsables de l'élaboration des politiques des gouvernements fédéral et provinciaux et de plusieurs universités. La tenue de ces ateliers a mené à la création de la table des matières de l'évaluation présente et à la formulation de dix questions touchant les besoins en information des communautés scientifique et politique :

1. Est-ce qu'au Canada, les dépôts acides affectent encore l'environnement et la santé des Canadiens? Si oui, où, et dans quelle mesure cela les affectent-ils?
2. Quelles sont les tendances actuelles des émissions acidifiantes et celles prévues?
3. D'où proviennent les sources industrielles majeures des émissions acidifiantes qui affectent les écosystèmes canadiens?
4. Faut-il réduire davantage les émissions au Canada et aux É.-U.? Si oui, de combien faut-il le faire et où sont situées les sources?
5. Réduire les NO_x peut-il compenser pour le besoin de réduire le SO_2 ? Est-ce que la saturation en azote présente un problème? Quels sont les impacts de la réduction des émissions de NO_x sur les écosystèmes canadiens?
6. Existe-t-il d'autres facteurs qui pourraient faire diminuer l'efficacité des réductions des émissions?
7. Est-ce que les écosystèmes affectés montrent des signes de rétablissement à la suite des mesures de réductions

des émissions de SO_2 qui ont été appliquées dans le passé? Dans l'affirmative, comment le rétablissement s'effectue-t-il? Sinon, pourquoi? Et quand et à quelles conditions peut-on s'attendre à un rétablissement considéré acceptable au plan environnemental? Quel rôle jouent les émissions de NO_x ?

8. Quels avantages socio-économiques peut-on tirer de l'atténuation des dépôts acides?
9. Quels liens relient les dépôts acides aux autres polluants? Quelle est l'implication des dépôts acides dans la formation des matières particulaires et de l'ozone? Dans la pollution par le mercure? Et quelle part prennent-ils au phénomène des changements climatiques?
10. Où doit-on poursuivre les activités de surveillance de l'atmosphère et des écosystèmes? Vers quels aspects du problème des dépôts acides devrions-nous centrer les efforts de recherche?

L'objectif de cette évaluation était de synthétiser les connaissances scientifiques actuelles sur les dépôts acides au Canada. L'évaluation scientifique et le présent sommaire sont disponibles dans le site Internet d'Environnement Canada (http://www.msc-smc.ec.gc.ca/saib/acid/acid_f.html) et à la Direction de l'évaluation scientifique et de l'intégration du Service météorologique du Canada, Environnement Canada, 4905 rue Dufferin, Downsview, Ontario, M3H 5T4.



Les émissions polluantes en cause dans les dépôts acides en Amérique du Nord

D. Niemi

2.1 MESSAGES CLÉS

- ➡ Les émissions de dioxyde de soufre (SO_2) ont substantiellement baissé au Canada et aux États-Unis entre 1980 et 2000. On s'attend à ce qu'elles continuent de le faire entre 2000 et 2020.
- ➡ Au Canada, entre 1985 et 2000, les émissions de SO_2 ont substantiellement baissé dans l'est, mais à un degré moindre dans l'ouest. Entre 2000 et 2020, on prévoit qu'elles baisseront légèrement dans l'est et qu'elles augmenteront dans l'ouest.
- ➡ Les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) sont restées relativement constantes au Canada et ont baissé légèrement aux États-Unis entre 1985 et 2000. On prévoit qu'elles baisseront au Canada et aux États-Unis entre 2000 et 2020.
- ➡ Au Canada, entre 1985 et 2000, les émissions de NO_x ont substantiellement baissé dans l'est, mais à un degré moindre dans l'ouest. Entre 2000 et 2020, on prévoit qu'elles baisseront substantiellement dans l'est et augmenteront dans l'ouest.

2.2 INTRODUCTION

Les dépôts acides résultent des réactions qui se produisent dans l'atmosphère entre le dioxyde de soufre (SO_2), les oxydes d'azote (NO_x) et l'eau. L'acidité (ou le pH) des dépôts acides dépend des concentrations atmosphériques d'acides et de bases contenant du soufre et de l'azote. Les concentrations d'acides et de bases dans l'atmosphère sont principalement déterminées par les émissions anthropiques de SO_2 , de NO_x , d'ammoniac et de cations basiques. Dans l'est du Canada, ce sont les émissions de SO_2 qui contribuent pour la plus grande part à l'acidité des dépôts.

Le Canada et les États-Unis évaluent depuis 1970 les émissions des polluants responsables des dépôts acides ou qu'ils leur sont liés. Actuellement, les deux pays compilent des inventaires d'émissions exhaustifs des polluants acidifiants suivants:

- ➡ les oxydes d'azote;
- ➡ les oxydes de soufre;
- ➡ les particules primaires¹ de diamètre aérodynamique inférieur ou égal à 2,5 micromètres ($\text{MP}_{2.5}$);
- ➡ l'ammoniac (NH_3).

Environnement Canada a également compilé des estimations des émissions de cations basiques datant de 1995.

L'inventaire des principaux contaminants atmosphériques (PCA) d'Environnement Canada fournit de l'information sur les émissions d'oxydes de soufre (SO_x). Ces émissions sont surtout constituées de SO_2 , auquel s'ajoute une petite quantité de trioxyde de soufre (SO_3). Pour assurer la cohérence avec le reste de cette évaluation, les émissions de SO_x seront désignées SO_2 , cette légère inexactitude étant considérée acceptable dans le présent contexte.

Les méthodes d'estimation des émissions évoluent constamment pour refléter les dernières statistiques, les mesures d'émissions et la caractérisation des sources. Environnement Canada (EC) et l'*Environmental Protection Agency* (EPA) des États-Unis révisent et ajustent régulièrement leurs estimations des émissions historiques à la lumière des méthodes et des informations les plus récentes. Toutefois, il est important de noter que les données sur les émissions acidifiantes des années antérieures à 1985 ne peuvent être directement comparées à celles des inventaires les plus récents.

¹ Les principales composantes des MP sont le sulfate et le nitrate, l'ammoniac et les cations basiques.

2.3 INVENTAIRES D'ÉMISSIONS

2.3.1 Inventaire canadien des principaux contaminants atmosphériques

Au Canada, les compilations sur les émissions de polluants acidifiants viennent de l'inventaire des principaux contaminants atmosphériques (PCA). Cet inventaire, géré par Environnement Canada, contient des données provenant d'organismes environnementaux qui représentent les provinces, les territoires et des régions particulières du Canada. Il a été créé dans le but de suivre les progrès des initiatives de réduction des émissions, d'aider à l'évaluation scientifique des problèmes de pollution atmosphérique, d'informer le public et de satisfaire aux exigences de déclaration des divers protocoles et ententes nationaux et internationaux. L'inventaire comprend comme sources d'émissions les installations industrielles, la combustion non industrielle de combustibles (ce qui inclut le secteur résidentiel et la production d'électricité), les véhicules de transport, les activités d'incinération et diverses autres sources comme les revêtements de surface, la poussière des routes et les émanations des feux de forêt.

Par le passé, l'inventaire des PCA était mis à jour à intervalles de cinq ans. Actuellement, il contient des estimations et des prévisions d'émissions de NO_x, de SO₂, de particules (MP₁₀ et MP_{2,5}) et d'ammoniac (NH₃) de la période allant de 1970 à 2020. Depuis 2002, un certain nombre d'industries et de commerces sont obligées de déclarer à Environnement Canada la quantité des émissions des principaux contaminants atmosphériques qu'ils produisent annuellement. Avec la collecte de cette information, Environnement Canada a entrepris de compiler annuellement les inventaires exhaustifs des émissions de ces polluants.

L'inventaire canadien des émissions des PCA relève des compilations établies avec des techniques d'estimation semblables et comparables à celles utilisées aux États-Unis pour le *National Emissions Inventory* (NEI). Dans les deux pays, les inventaires comprennent les sources ponctuelles, les sources non ponctuelles (diffuses) et les sources d'émissions mobiles routières et non routières. Les émissions biosynthétiques sont également évaluées, mais ne sont pas incluses dans les sommaires des émissions. Les inventaires d'émissions sont déterminés grâce à divers moyens de les estimer, comme la surveillance des émissions en continu, la réalisation des tests sur les sources, l'établissement du bilan massique, la détermination des facteurs d'émissions et la

modélisation. Des modèles d'estimation des émissions sont généralement utilisés pour quantifier les émissions provenant de sources diffuses comme les sources mobiles et la poussière des routes.

Actuellement, l'inventaire d'émissions le plus exhaustif disponible au Canada pour la modélisation de la qualité de l'air et l'analyse des données est celui de l'année civile 2002. Des sommaires d'émissions sont disponibles en ligne aux niveaux national, provincial et territorial, et pour les principaux centres urbains et collectivités aux adresses suivantes: http://www.ec.gc.ca/pdb/ape/cape_home_f.cfm et <http://gis.ec.gc.ca/npri/root/main/map.asp?Lan=fr>. Un inventaire exhaustif des émissions de l'année civile 2002 est en cours de compilation; une ébauche en sera disponible au cours du premier trimestre de 2005.

2.3.2 Le *National Emissions Inventory* des États-Unis

L'*Emission Factor and Inventory Group* (EFIG) de l'EPA des États-Unis est en train d'élaborer une base de données nationale sur les émissions atmosphériques à l'aide de la contribution de tribus, de l'industrie, d'États et d'organismes locaux qui s'occupent de la qualité de l'air, et de différents programmes ministériels. Par exemple, les émissions de SO₂ et de NO_x compilées annuellement par la *Clean Air Markets Division* de l'EPA à partir des données fournies par les installations de production d'électricité et d'autres sources visées par des règlements d'échange de droits d'émission de pluies acides sont comprises dans cette base de données. Cette dernière contient des informations sur les sources fixes et mobiles qui émettent certains des principaux polluants atmosphériques et leurs précurseurs ainsi que des polluants atmosphériques dangereux (PAD). La base de données contient des estimations des émissions annuelles de polluants atmosphériques par source et pour chaque région du pays. Le *National Emissions Inventory* (NEI) contient des estimations d'émissions de 50 États, du district fédéral de Columbia, de Porto Rico et des Îles Vierges. Des estimations d'émissions de sources ponctuelles ou majeures (installations) individuelles, ainsi que des estimations à l'échelle des comtés de sources diffuses, mobiles et autres, sont actuellement disponibles pour les années 1990 et 1996 à 1999 et ce, pour les principaux polluants, et pour 1999 pour les PAD.

Des sommaires de données sur les émissions aux États-Unis de 1970 à 2002 sont disponibles à l'adresse:

<http://www.epa.gov/ttn/chief/trends/index.html>.



2.3.3 Modification des méthodes

Depuis la création de l'inventaire des émissions des PCA et du NEI, il y a eu plusieurs changements dans les méthodes utilisées pour compiler l'information sur les émissions. On améliore continuellement les modèles utilisés pour estimer les émissions des principaux polluants atmosphériques. Le modèle Mobile 6 est actuellement utilisé dans les deux pays pour l'estimation des émissions des véhicules routiers, et un nouveau modèle a été élaboré et utilisé au Canada pour l'estimation des émissions de poussière de route dans les inventaires d'émissions de 1990, 1995 et de 2000. L'EPA des États-Unis a également mis à jour et amélioré ses facteurs d'émission² concernant les NO_x. Ces facteurs d'émission sont également utilisés au Canada. Chaque inventaire successif des émissions de NO_x a montré que le nombre d'installations s'était accru, ce qui a ajouté à nos connaissances sur les diverses sources d'émissions. De plus, les inventaires d'émissions ont constamment été améliorés de manière à refléter les statistiques et les mesures les plus récentes.

2.4 SOURCES ET TENDANCES DES ÉMISSIONS ACIDIFIANTES

2.4.1 Sources d'émissions de SO_x, NO_x et de NH₃

Au Canada et aux États-Unis, les principaux secteurs sources de gaz acidifiants en 2000-2001 étaient les centrales

électriques, les exploitations minières et les fonderies de métaux non ferreux, les véhicules routiers, l'industrie pétrolière et gazière en amont et l'agriculture (tableau 2.1).

Comme l'indique le tableau 2.1, le Canada et les États-Unis ont à peu près les mêmes secteurs d'émissions. Les différences entre le Canada et les États-Unis dans la contribution des différents secteurs sources aux émissions totales sont dues aux différences des ressources naturelles disponibles et des besoins de la population. Par exemple, le plus important secteur source d'émissions de SO₂ au Canada est celui des exploitations minières et des fonderies de métaux non ferreux, qui est suivi du secteur de la production d'électricité. Aux États-Unis, le secteur source d'émissions de SO₂ le plus important est celui de la production d'électricité à cause de la grande population du pays et de sa plus faible capacité de production d'hydroélectricité.

2.4.2 Tendances des émissions de SO_x, NO_x et NH₃

Les émissions totales de SO₂ du Canada et des États-Unis ont respectivement baissé d'environ 50% et de 40% entre 1980 et 2000 (tableau 2.2). Dans l'est du Canada, les émissions de SO₂ ont diminué de 53% entre 1985 et 2000 en raison des baisses d'émissions dans les secteurs de la production d'électricité, et des exploitations minières et des fonderies de métaux non ferreux. Dans l'ouest du Canada, les émissions de

Tableau 2.1. Contribution des principaux secteurs d'émissions en pourcentage des émissions nationales totales au Canada et aux États-Unis (2000-2001)¹

Secteur	SO ₂		NO _x		NH ₃	
	É.-U.	Canada	É.-U.	Canada	É.-U.	Canada
Exploitations minières et fonderies de métaux non ferreux		32,5	-	-	-	-
Centrales électriques	69,8	27,2	22,9	11,4	-	-
Industrie pétrolière et gazière en amont	0,4	14,8	0,3	13	-	-
Véhicules routiers	1,6	-	36,2	32,6	5,5	3,1
Véhicules hors route	2,7	-	18	26,9	-	-
Combustion industrielle de combustibles	13,8	-	11,5	-	-	-
Autres combustions de combustible	3,5	-	4,6	-	-	-
Agriculture (animaux)	-	-	-	-	87,3	55
Pesticides et engrais	-	-	-	-	-	34,6
Substances chimiques et produits	2,0	-	0,6	-	2	-

¹ Les pourcentages d'émission américains et canadiens ne sont pas directement comparables, car les émissions nationales totales ne sont pas comparables.

² Les facteurs d'émission représentent des moyennes annuelles résultant de la relation établie entre la quantité d'un polluant émis et l'activité responsable de son émission (p. ex., la quantité de polluant émis par unité de combustible consommé).



Tableau 2.2. Émissions de gaz acidifiants produites au Canada et aux États-Unis (en kilotonnes). Remarque: l'est du Canada est constitué des provinces situées à l'est du Manitoba, et l'ouest du Canada, des provinces à l'ouest de l'Ontario et des territoires.

		1970 ¹	1975 ¹	1980 ¹	1985	1990	1995	1997	1999	2000	2010 ²	2020 ²
SO ₂	Canada	7 210	5 790	4 643	3 802	3 259	2 629			2 379	2 244	2 156
	Est				2 624	2 040	1 342			1 238	1 093	973
	Ouest				1 180	1 214	1 234			1 115	1 265	1 284
	É.-U.	28 380	25 944	23 568	21 188	20 980	16 927			14 833	10 669	9 158
NO _x	Canada	1 358	1 980	1 959	2 503	2 614	2 528			2 546	2 277	2 114
	Est				1 539	1 605	1 384			1 274	949	784
	Ouest				1 030	1 074	1 447			1 329	1 405	1 394
	É.-U.	24 368	23 913	24 617	23 415	23 209	22 687			21 090	14 516	11 193
NH ₃	Canada						551			584	702	872
	Est						203	204	207	209	247	284
	Ouest						347	361	369	374	455	588
	É.-U.					3 929	4 235			4 532	4 547	4 754

¹ L'estimation des émissions canadiennes de NO_x produites au cours des années 1970 à 1980 est basée sur des méthodes anciennes non comparables à celles utilisées à partir de 1985. Les estimations d'émissions de SO₂ sont basées sur une méthode uniforme durant toute la période de déclaration.

² Les prévisions d'émissions des États-Unis sont basées sur les sommaires d'émissions du REMSAD.

SO₂ ont baissé de 6% durant cette période, en raison des réductions des émissions apportées dans le secteur des exploitations minières et des fonderies de métaux non ferreux.

Au Canada, les émissions de NO_x ont été relativement constantes entre 1985 et 2000. Au cours de cette période, les émissions de NO_x ont baissé de 17% dans l'est par suite de la réduction des émissions dans les secteurs des transports (véhicules diesel lourds, véhicules à essence légers), des exploitations minières et des fonderies de métaux non ferreux. Dans l'ouest, elles ont diminué de 29% par suite de l'augmentation des émissions venues des secteurs de l'industrie pétrolière et gazière en amont, de la production d'électricité et des transports (véhicules à essence légers).

Entre 1985 et 2000, les émissions de NO_x ont légèrement baissé aux États-Unis. Les émissions de NO_x du secteur de la production d'électricité ont augmenté de 1970 à 1993, mais elles ont baissé par la suite et sont maintenant au même taux qu'en 1970. Les émissions des véhicules hors route et celles d'autres combustions de combustibles ainsi que de diverses sources ponctuelles de NO_x ont également augmenté depuis 1970, mais elles ont commencé à baisser ces dernières années.

Au Canada, les émissions de NH₃ ont augmenté d'environ 9% entre 1995 et 2000. Au cours de cette période, les émissions sont restées relativement constantes dans l'est et ont augmenté de 8% dans l'ouest. Les émissions de NH₃ dans l'ouest se sont accrues par suite de l'augmentation des émissions venues de l'utilisation commerciale d'engrais et de pesticides et des émissions venues des transports (camions à essence légers).

Aux États-Unis, les émissions d'ammoniac ont augmenté d'environ 15% entre 1990 et 2000.

2.4.3 Sources et émissions de cations basiques

Les cations basiques sont les éléments chimiques capables de neutraliser les acides. Ils se trouvent à être aussi les éléments nutritifs essentiels des végétaux (voir le chapitre 5). Pour aider à déterminer le lien entre les dépôts acides et les émissions anthropiques de cations basiques, on a établi la teneur en cations basiques des émissions de MP_{2,5} dans l'inventaire de 1995 de la CCE (tableau 2.3). L'analyse de la teneur en cations basiques des MP a été effectuée au niveau national; les variations régionales de la teneur en cations basiques des sources de MP n'ont pas été tenues en considération.



Tableau 2.3. Émissions estimées de cations basiques au Canada en 1995 (tonnes).

Source	Symboles chimiques								
	Ba	Be	Ca	Ce	K	Mg	Na	Rb	Sr
Sources industrielles	52	2	5 307	0	6 519	386	7 366	15	19
Combustion non industrielle de combustibles	41	0	465	0	6 626	4	24	2	29
Transports	43	0	759	0	171	262	120	0	2
Incinération	1	0	35	0	53	2	130	0	0
Sources diverses	4	0	257	0	279	6	740	1	0
Sources ouvertes	527	0	15 446	0	11 080	1 209	1 139	24	109
Sources biosynthétiques	0	0	423	0	4 576	0	1	0	0
TOTAL	668	2	22 692	0	29 310	1869	9520	42	159

Remarque: L'information contenue dans ce tableau a été compilée à l'aide de l'inventaire 1995 version 2 de la CCE et de la Speciate Database version 3.1 de l'EPA des États-Unis. Les variations régionales des émissions n'ont pas été incluses dans les estimations.

Les émissions de cations basiques au Canada viennent principalement des poussières qui s'échappent des routes, des activités de l'agriculture et de la construction. Parmi les émissions de cations basiques comprises dans cette analyse, les émissions de calcium (Ca^{2+}), de potassium (K^+) et de sodium (Na^+) prédominaient. En plus d'être les plus courants dans la nature, ces trois cations basiques sont présents dans de nombreux combustibles, et particulièrement dans le charbon.

2.5 DISTRIBUTION GÉOGRAPHIQUE DES ÉMISSIONS ACIDIFIANTES

2.5.1 Distribution géographique des émissions de SO_2

Dans l'est du Canada, les émissions de SO_2 se concentrent le long du corridor Windsor-Québec et à des points névralgiques dans le centre-sud du Nouveau-Brunswick, le centre-est de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve (figure 2.1). Le corridor Windsor-Québec étant fortement urbanisé, les centrales thermiques et le transport routier comptent parmi ses sources d'émissions. Les points névralgiques du centre-sud du Nouveau-Brunswick, du centre-est de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve se trouvent être les sites de centrales électriques et autres sites industriels (p. ex., exploitations minières et fabriques de pâtes et papiers). Dans l'ouest du Canada, on observe de fortes émissions de SO_2 en provenance de l'Alberta et à certains points névralgiques du Manitoba et de la Saskatchewan. En Alberta, les émissions

émanent surtout des centrales thermiques et des exploitations de sable bitumineux. Les sites de centrales thermiques constituent les zones de fortes émissions de la Saskatchewan. Au Manitoba, ces zones se créent autour des sites des exploitations minières et des fonderies de métaux non ferreux.

2.5.2 Distribution géographique des émissions de NO_x

La distribution géographique des émissions de NO_x ressemble beaucoup à celle des émissions de SO_2 . Cette similarité tient au fait que le SO_2 et les NO_x relèvent des mêmes sources. Les émissions de NO_x dans l'est du Canada se concentrent le long du corridor Windsor-Québec, au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse (figure 2.2). Dans l'ouest canadien, on observe de fortes émissions de NO_x provenant de l'Alberta ainsi que de quelques points névralgiques au Manitoba et en Saskatchewan.

2.5.3 Distribution géographique des émissions de NH_3

L'ammoniac gazeux (NH_3) émane de sources industrielles et agricoles. C'est dans le centre-sud de l'Alberta, le sud de la Saskatchewan, le sud du Manitoba et le corridor Windsor-Québec (figure 2.3) que les émissions d'ammoniac sont les plus élevées. Ces régions sont caractérisées par de grandes exploitations d'agriculture et d'élevage.

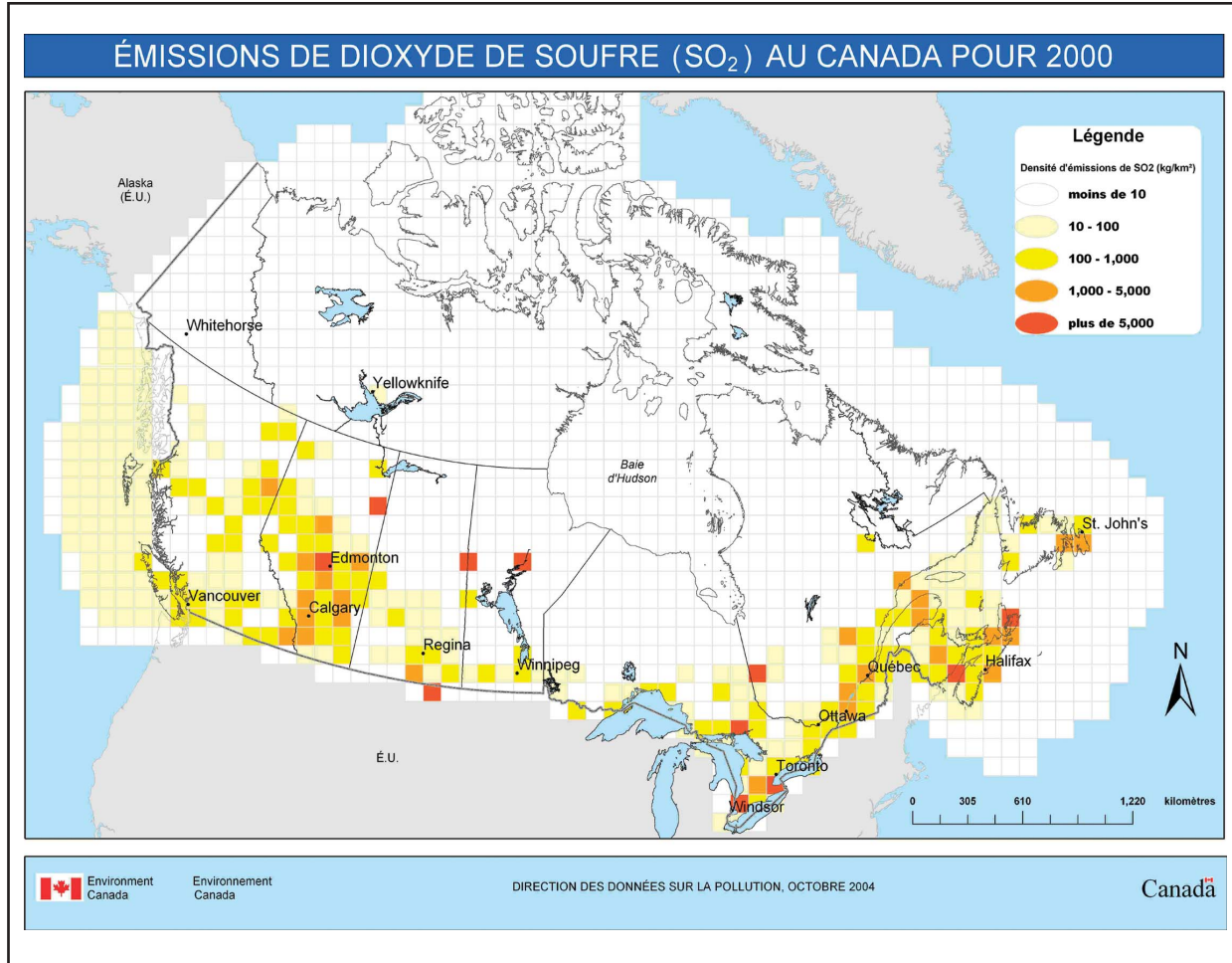


Figure 2.1. Distribution des émissions annuelles totales de SO₂ au Canada en 2000 (kg/km²).

2.6 PRÉVISIONS DES ÉMISSIONS ACIDIFIANTES

Le Canada et les États-Unis élaborent des prévisions d'émissions pour évaluer l'impact des politiques actuelles et futures concernant les émissions polluantes et les normes de qualité de l'air. Le processus de prévision des émissions pour l'examen des politiques comporte deux étapes: 1) la préparation d'une prévision de référence, et 2) l'élaboration d'un scénario de contrôle.

La prévision de référence est celle basée sur le *statu quo*. Cela signifie que toutes les politiques en cours concernant la qualité de l'air sont conservées telles quelles durant la période d'estimation de la prévision. Les impacts de règlements de surveillance modifiés ou nouveaux qui n'ont

pas été mis en vigueur officiellement (au moment de la préparation des prévisions) ne sont pas compris. Les impacts des nouvelles mesures de réduction des émissions peuvent donc être comparés à la prévision de référence.

2.6.1 Description des prévisions des émissions canadiennes

On a considéré dans les prévisions canadiennes des émissions des PCA – élaborées à l'aide de l'inventaire des émissions des PCA pour l'année 2000 – les politiques et les mesures de réduction des émissions énoncées dans la Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000 et dans l'Annexe sur l'ozone de l'Accord Canada – États-Unis sur la qualité de l'air. Ces politiques et mesures visent le Groupe 1 et les véhicules à faible émission, le

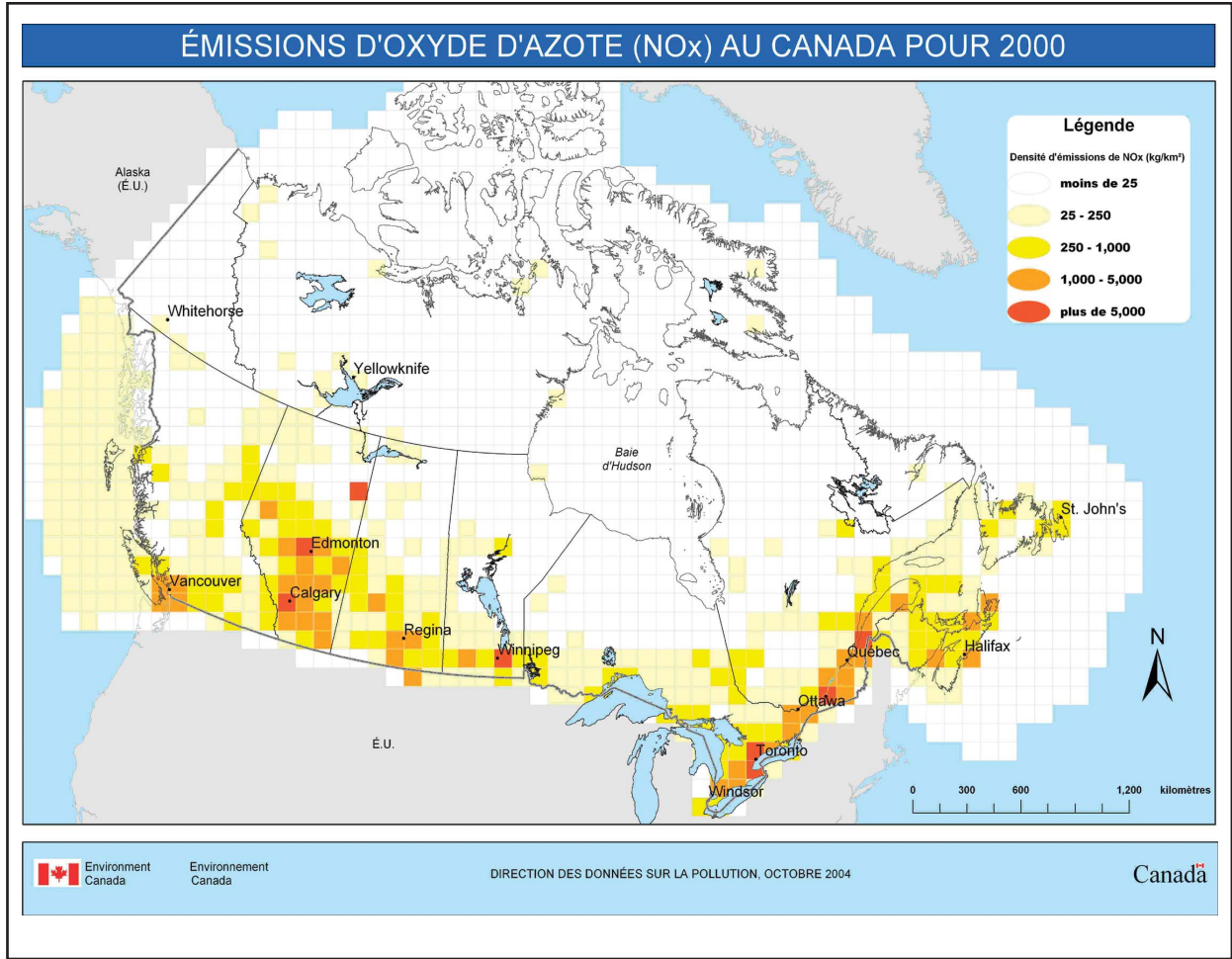


Figure 2.2. Distribution des émissions annuelles totales de NO_x au Canada en 2000 (kg NO₂/km²).

Groupe 2 et les véhicules lourds à HCNM (hydrocarbures non méthaniques), les NO_x, les normes sur les MP, et les véhicules routiers à carburant diesel et à essence à faible teneur en soufre. Les commentaires des gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux et de l'industrie privée ont également été tenus en considération dans l'établissement des prévisions d'émissions. Ces prévisions préliminaires sont en cours d'examen par les autorités provinciales et territoriales.

Pour obtenir les prévisions des émissions futures des PCA, on a appliqué aux émissions de l'an 2000 les facteurs de croissance de chaque secteur industriel et ce, pour chaque province et territoire. Ces facteurs de croissance ont été établis à l'aide de données ou d'indicateurs de substitution fournis par Ressources naturelles Canada (NRCan). On les

trouve résumés dans le rapport intitulé *Perspectives des émissions du Canada: Une mise à jour* (PEC99) (Groupe d'analyse et de modélisation, 1999). Les prévisions nationales des PCA sont établies avec les prévisions des industries des dix provinces et trois territoires. Dans les *Perspectives énergétiques du Canada* élaborées par NRCan, on a tenu compte des commentaires des industriels et des organisations environnementales qu'ils ont émis en vue de l'élaboration du scénario de référence du Canada destiné à aider à la mise en œuvre de la stratégie nationale sur le changement climatique. Les prévisions canadiennes des émissions des PCA sont basées sur des hypothèses semblables à celles émises pour les gaz à effet de serre, que l'on trouve dans les PEC99. Elles fournissent le portrait complet des émissions de ces polluants émises en territoire canadien.

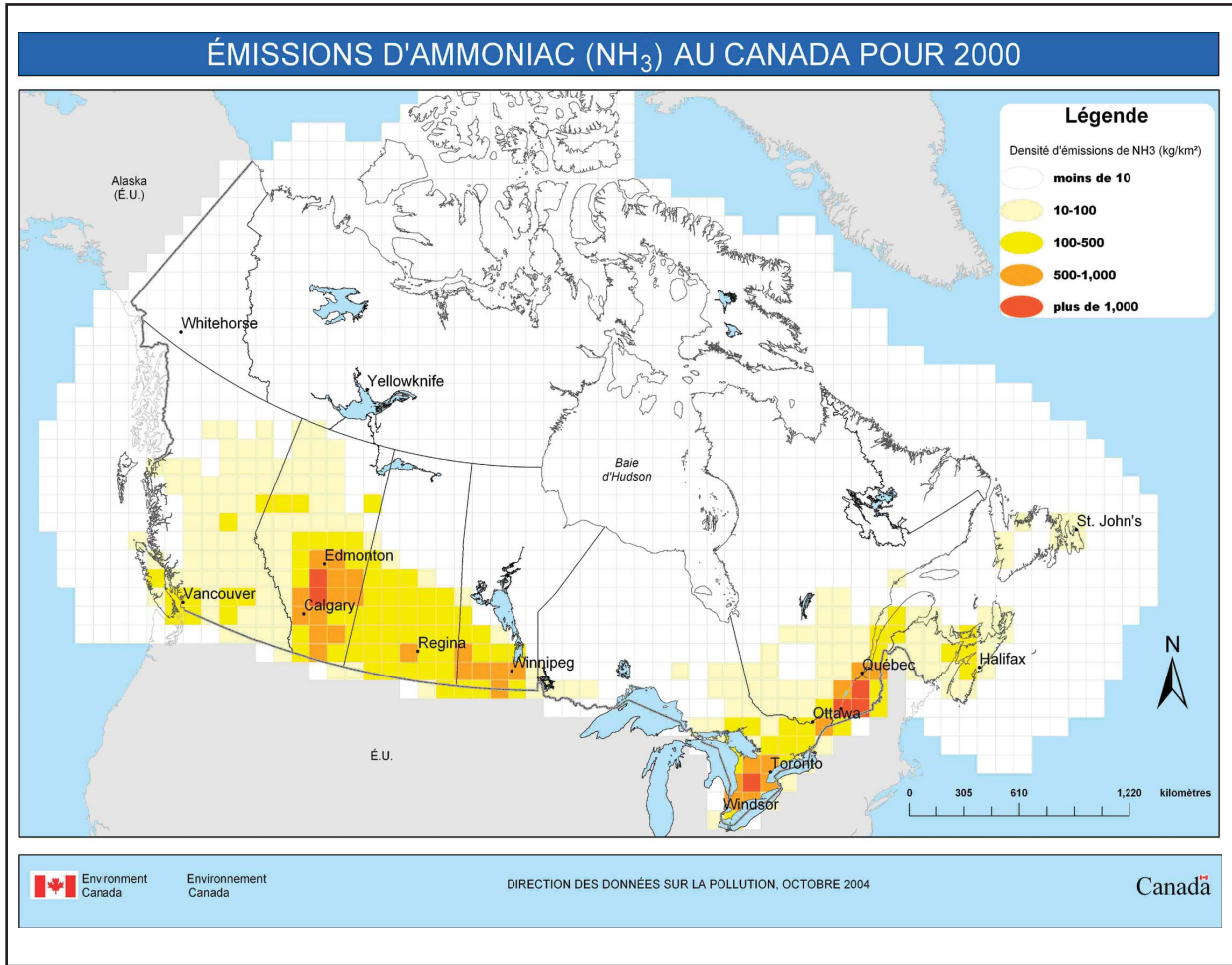


Figure 2.3. Distribution des émissions annuelles totales de NH_3 au Canada en 2000 ($\text{kg NH}_3/\text{km}^2$).

Les prévisions sur les émissions des PCA fournissent également de l'information supplémentaire sur:

- ⇒ des prévisions sur les émissions du secteur des transports routier et hors route pour l'année 2020, qui ont été élaborées à l'aide de la version canadienne du modèle d'estimation d'émissions mobiles (MOBILE6.2C);
- ⇒ les changements prévus dans les émissions provinciales; information obtenue du ministère de l'Environnement du Québec, du Conseil d'administration du district régional de Vancouver (« GVRD »), du ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario et d'Alberta Environment. D'autres provinces et territoires ont également fourni des données sur les émissions de secteurs industriels particuliers.

On a également tenu compte des commentaires des intervenants reçus au cours de l'élaboration des prévisions précédentes (basées sur l'inventaire des émissions des PCA de 1995) dans l'établissement des prévisions d'émissions des PCA. Ces commentaires portaient entre autres sur:

- ⇒ l'étude des Fondements de l'analyse de réduction des émissions de polluants multiples venant de l'industrie des pâtes et papiers;
- ⇒ l'impact des règlements pris en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) concernant les émissions prévues, d'ici 2007, de composés organiques volatils (COV) de l'industrie du nettoyage à sec, du dégraissage et des revêtements de surface;
- ⇒ les prévisions des émissions du secteur des chemins de fer obtenues de l'Association des chemins de fer du Canada (ACFC).



2.6.2 Description des prévisions d'émissions américaines

Les prévisions de référence des États-Unis ont été établies avec les méthodes et les modèles conçus selon les dispositions arrêtées dans l'EPA sur les moteurs diesel hors route à faible émission et les carburants connexes (40 CFR Parts 9, 69 *et al.*) (US EPA, 2004). Les prévisions ont autant résulté des modèles mentionnés ci-dessus que de la version modifiée du modèle MOBILE5b de l'EPA. Dans cette version modifiée, on a tenu compte des changements qui, au moment de cette analyse, devaient être inclus dans la première version de MOBILE6, c'est-à-dire la version de mars 2002 du modèle NON-ROAD de l'EPA. Grâce à cette version, on a également pu tenir compte des sources fixes, ponctuelles et diffuses, des inventaires (2010), et d'interpolations basées sur les inventaires prévus (2010) destinés à satisfaire aux exigences de la disposition énoncée dans l'EPA pour 2003 à l'égard des véhicules hors route. Les prévisions d'émissions ont été estimées à l'aide de l'inventaire d'émissions de l'année de référence 1996 et par l'application des facteurs de croissance et de contrôle élaborés pour simuler les changements économiques et les programmes de surveillance en place pour chaque année de prévision particulière. Les prévisions d'émissions résultent aussi des mesures de réduction des émissions spécifiques de la *Clean Air Act* et de ses modifications, qui ont été promulguées et proposées par l'EPA au moment de la publication de la disposition concernant les moteurs hors route dans le *Federal Register*.

2.6.3 Prévisions d'émissions acidifiantes au Canada et aux États-Unis

Au Canada, on s'attend à ce que les émissions totales de SO₂ baissent d'environ 4% entre 2000 et 2020 (tableau 2.2). On s'attend à ce qu'elles baissent de 21% dans l'est entre 2000 et 2020, et qu'elles augmentent de 15% dans l'ouest durant cette période (tableau 2.2). Les réductions dans l'est sont attribuables aux baisses prévues dans les émissions du secteur de la combustion non industrielle de combustibles, laquelle comprend les émissions résultant de la combustion résidentielle et commerciale de combustibles et de production d'électricité. La baisse des émissions est également attribuable à la diminution des émissions des véhicules de transport routier et hors route, reflétant à cet égard l'impact des divers règlements de réduction des émissions. On attribue la hausse prévue des émissions dans l'ouest aux augmentations des émissions des secteurs de l'industrie pétrolière et gazière en amont et de la production d'électricité.

Aux États-Unis, on s'attend à ce que les émissions totales de SO₂ baisseront, par rapport au taux de l'an 2000 de 28% en de

2010 et 38% en 2020 (tableau 2.2). La baisse des émissions de SO₂ est principalement attribuable à la réduction des émissions du secteur de la production d'électricité.

Au Canada, on prévoit que les émissions de NO_x baisseront, par rapport au taux de l'an 2000 d'environ 10% en 2010 et d'environ 17% en 2020 (tableau 2.2). On prévoit que, entre 2000 et 2020, les émissions de NO_x baisseront de 39% dans l'est et augmenteront de 5% dans l'ouest du Canada (tableau 2.2). On attribue la baisse principale des émissions dans l'est aux diminutions prévues dans les émissions provenant des secteurs des transports routier et hors route. La hausse des émissions dans l'ouest est attribuable aux augmentations prévues des émissions provenant des secteurs de l'industrie pétrolière et gazière en amont et de la production d'électricité.

Aux États-Unis, on prévoit que les émissions de NO_x baisseront, par rapport au taux de l'an 2000 d'environ 31% en 2010 et d'environ 47% en 2020 (tableau 2.2). On attribue ces diminutions aux baisses prévues dans les émissions émanant des véhicules routier et hors route, de celles de la production d'électricité et de petites réductions en provenance d'autres secteurs.

Les réductions des émissions de SO₂ et de NO_x qui ont été et seront réalisées au Canada résulteront principalement de l'application de normes strictes touchant les émissions issues des véhicules, la teneur en soufre des combustibles, les changements à réaliser dans le secteur de la fonte des métaux communs primaires ainsi que dans d'autres petits secteurs. Certaines des réductions d'émissions de l'ouest ont été annulées par des augmentations survenues dans d'autres secteurs, comme celui de l'industrie pétrolière et gazière en amont.

En 2020, on s'attend à ce que les émissions de NH₃ auront augmenté, par rapport au taux de l'an 2000 d'environ 49% au Canada et d'environ 5% aux États-Unis (tableau 2.2). On prévoit que les émissions d'ammoniac augmenteront entre 2000 et 2020 de 36% dans l'est du Canada et de 57% et dans l'ouest (tableau 2.2). On attribue ces augmentations d'émissions aux augmentations dans la production de bétail et de volaille, et aux applications commerciales d'engrais et de pesticides dans les deux pays.

2.7 INCERTITUDES ENTACHANT LES INVENTAIRES D'ÉMISSIONS

Les incertitudes associées aux estimations et aux inventaires d'émissions ne sont pas évaluées sur une base régulière au Canada et aux États-Unis. Les incertitudes associées aux inventaires d'émissions peuvent être faibles ou grandes selon

la source, le polluant, la période et la zone géographique considérés. Les inventaires d'émissions au Canada et aux États-Unis sont compilés à partir des inventaires d'émissions des provinces et des États, qui comprennent les émissions des installations, et des estimations des émissions qui émanent des véhicules et des sources industrielles et non industrielles. Les émissions résultent de calculs établis avec les données sur les matières consommées et produites, des facteurs d'émission, des émissions elles-mêmes, des méthodes d'estimation et de diverses statistiques, qui souvent ne sont pas suffisamment documentés pour permettre d'évaluer les incertitudes avec précision.

L'organisation de la Stratégie nord-américaine de recherche sur l'ozone troposphérique (« NARSTO ») a déterminé pour les secteurs du Canada, des États-Unis et du Mexique une cote qualitative concernant ces incertitudes associées aux estimations des émissions émises par chacun d'eux. L'information sur les incertitudes liées aux émissions de SO₂, NO_x, NH₃ et de MP du Canada et des États-Unis sont présentées au chapitre 4 et dans son rapport intitulé « Particulate Matter Science for Policy Makers: A NARSTO Assessment » (NARSTO, 2004).

2.8 ORIENTATIONS FUTURES

Jusqu'ici, l'inventaire canadien des émissions des PCA a été effectué tous les cinq ans. Environnement Canada a mis au point un processus de compilation des inventaires exhaustifs des émissions des PCA produits sur une base annuelle dans le cadre de l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP). La compilation d'inventaires annuels des émissions exige l'entière participation des gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux. On prévoit publier les résultats des inventaires annuels moins de deux ans après l'année d'inventaire. Environnement Canada a également l'intention de mettre à jour les prévisions d'émissions à intervalles de 2 à 3 ans.

Actuellement, la recherche sur les inventaires d'émissions porte sur l'élaboration de statistiques, de méthodes, des facteurs d'émission et des modèles améliorés pour obtenir des estimations plus précises sur les émissions des sources industrielles, des véhicules routier et hors route, des activités agricoles, des boulangeries, et des activités de construction, de démolition et de combustion résidentielle du bois. On entend poursuivre ces recherches semblables et de les étendre à d'autres sources et secteurs d'émissions de même qu'à l'étude de leurs variations spatiales et temporelles.

Pour évaluer les émissions des sources industrielles et non industrielles, on se base encore en bonne partie sur des mesures qui ont été effectuées aux États-Unis il y a un certain nombre d'années. Il faudrait les mettre à jour pour refléter la réalité canadienne sur conditions météorologiques, les caractéristiques des combustibles, les activités, les processus industriels et les équipements et pratiques de surveillance des émissions. Dans l'avenir, Environnement Canada prévoit travailler avec la collaboration de l'industrie et des associations industrielles pour mettre à jour ses facteurs d'émissions déterminés grâce à la mise à jour des mesures prises sur ces différents secteurs.

Environnement Canada a lancé un processus de consultation avec l'industrie et d'autres parties intéressées dans le but d'acquies de l'information supplémentaire sur d'autres types de particules, information qu'il compte inclure dans sa déclaration obligatoire à l'INRP.

On compte réaliser des inventaires d'émissions plus précis et plus à jour. Cela aidera les chercheurs à mieux comprendre les effets des émissions sur la qualité de l'air, compte tenu des sources d'où elles proviennent. Ces inventaires d'émissions améliorés offriront également une base plus solide aux décideurs pour qu'ils élaborent de nouvelles stratégies de surveillance des émissions capables d'améliorer la qualité de l'air et l'environnement au Canada.

2.9 BIBLIOGRAPHIE

- Groupe d'analyse et de modélisation. Décembre 1999. Canada's Emissions Outlook: An Update (*en anglais*). Processus national sur le changement climatique. 86 pp. Affiché sur le site <http://www.nrcan.gc.ca/es/ceo/outlook.pdf>.
- NARSTO. 2004. Particulate Matter Science for Policy Makers. A North American Regional Strategy for Tropospheric Ozone Assessment. Cambridge University Press, Cambridge, UK. ISBN 0-521-84287-5. Disponible sur le site <http://www.cgenv.com/Narsto/>.
- US EPA. 29 juin 2004. 40 CFR Parts 9, 69, *et al.*, Control of Emissions of Air Pollution From Nonroad Diesel Engines and Fuel: Final Rule. Federal Register 69 (124), 38957-39273. Disponible sur le site <http://www.epa.gov/otaq/url-fr/fr29jn04.pdf>.

Les réactions de l'atmosphère suite aux changements dans les émissions

R. Vet, J. Brook, C. Ro, M. Shaw, J. Narayan, L. Zhang, M. Moran, M. Lulis

3.1 MESSAGES CLÉS

- ➡ C'est dans l'est du Canada, et plus particulièrement dans le sud de l'Ontario et du Québec que les dépôts humides, secs et totaux (humides + secs) d'espèces du soufre et de l'azote sont les plus élevés. Il existe un gradient d'abondance des dépôts depuis les zones de dépôt maximal aux zones de dépôt plus faible dans l'ouest, le nord et l'extrême-est du Canada.
- ➡ Les nouvelles estimations des dépôts secs établies à partir des données des stations de surveillance du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCEPA) indiquent que le dépôt sec d'espèces du soufre et de l'azote constitue une proportion plus forte du dépôt total de soufre et d'azote qu'on le croyait auparavant.
- ➡ La distribution à grande échelle des dépôts humides de SO_4^{2-} ne provenant pas du sel de mer dans l'est de l'Amérique du Nord indique que les quantités de ces dépôts ont diminué de façon marquée du début à la fin de la décennie 1990, en réaction aux réductions des émissions de SO_2 survenues dans l'est du Canada et des États-Unis. En revanche, la distribution des dépôts humides de NO_3^- ne présente que des réductions minimales dans la quantité des dépôts, les émissions de NO_x ayant peu varié au cours de cette période.
- ➡ Les études d'attribution de source indiquent que, selon la station, au moins la moitié et parfois jusqu'aux deux tiers des dépôts totaux (humides + secs) d'espèces du soufre et de l'azote dans l'est du Canada sont attribuables à des sources situées dans l'est et le Midwest des États-Unis. Les sources de l'est du Canada contribuent également pour une bonne part au dépôt total.

3.2 INTRODUCTION

Les évaluations passées sur les pluies acides au Canada et aux États-Unis, ainsi que bon nombre d'articles publiés dans les revues spécialisées depuis vingt ans, ont permis d'établir

au Canada et aux États-Unis un lien entre les émissions de gaz acides et les dépôts acides secs et humides. Ce corpus montre aussi que les dépôts humides de substances acidifiantes dans l'est du Canada sont attribuables en partie aux émissions du Canada et en partie à des émissions transportées des États-Unis avant de se déposer au Canada. Voir, par exemple, le 1997 *Canadian Acid Rain Assessment* (Environnement Canada, 1997) ou Dennis et al. (1990).

Dans la publication 1997 *Canadian Acid Rain Assessment – Volume 2: Atmospheric Science Assessment Report* (Environnement Canada, 1997, non traduit), qui a précédé celle-ci, on avait cherché à répondre à deux questions:

- ➡ Quels ont été jusqu'ici les effets des programmes de limitation des émissions sur la réduction des dépôts de sulfate?
- ➡ Quels seraient les effets des programmes de limitation des émissions sur la réduction des dépôts de sulfate?

Dans l'évaluation de 1997, on a rapporté, en guise de réponse à la première question, qu'entre 1980 et 1990, il y avait eu baisse des dépôts humides de sulfate dans l'est du Canada selon les mesures prises dans les réseaux de surveillance fédéral et provinciaux du Canada. Cette baisse résulte de réductions des émissions de dioxyde de soufre dans l'est de l'Amérique du Nord. On a également observé des baisses dans la concentration de dioxyde de soufre et, dans une moindre mesure, de sulfate particulaire dans l'air ambiant; on ne dispose de longues séries chronologiques de données que pour six stations canadiennes. Bien que la teneur en sulfate des précipitations ait diminué, le taux d'acidité des précipitations est demeuré inchangé. Cette situation a peut-être un lien avec le fait que la teneur des précipitations en cations basiques, qui tamponnent l'acidité, a nettement diminué. En outre, la teneur en nitrate des précipitations et de l'air n'a généralement pas diminué systématiquement, ce qui concorde avec l'absence de changements marqués dans les émissions d'oxydes d'azote dans l'est de l'Amérique du Nord.

Pour ce qui est de la deuxième question, une modélisation mathématique de pointe a montré que la charge cible de dépôts humides de sulfate dans l'est du Canada, qui est de 20 kg/ha/a (soit la quantité de dépôts acides en deçà de laquelle devraient être protégés les milieux aquatiques modérément sensibles aux acides), sera atteinte dans toutes les régions de l'est du Canada, à l'exception peut-être d'une petite portion du sud-ouest de l'Ontario, suite à la mise en œuvre de l'Accord Canada – États-Unis sur la qualité de l'air (AQA). Cependant, la charge critique (la quantité de dépôts acides qu'une région donnée peut recevoir sans qu'elle affiche d'effets négatifs) est généralement plus basse que la charge cible. D'après les prévisions des modèles, on dépassera encore les charges critiques de sulfate sur de vastes portions de l'est du Canada, même après la mise en œuvre complète de ces programmes de limitation. En réduisant de 50% de plus les émissions de dioxyde de soufre après les réductions prévues dans l'AQA, on dépasserait encore la charge critique de dépôts de sulfate dans une portion du centre de l'Ontario et du Québec.

L'évaluation de 1997 a montré que le programme scientifique sur les dépôts acides avait réussi dans une grande mesure à quantifier la baisse de dépôts humides de sulfate résultant de la limitation des émissions de dioxyde de soufre en Amérique du Nord au cours des décennies 1980 et 1990. Les évaluateurs ont cependant émis quelques recommandations visant à combler certaines lacunes dans les connaissances scientifiques:

- ⇒ Les tendances temporelles du taux d'acidité des précipitations, et plus particulièrement sur l'absence de baisse de l'acidité à la suite de la baisse des concentrations en sulfate.
- ⇒ La quantification des dépôts de nitrate, surtout les dépôts secs, qui pourraient constituer une forte proportion des dépôts totaux.
- ⇒ La quantification des dépôts associés à l'eau de brouillard dans l'est du Canada.
- ⇒ Les évaluateurs ont également recommandé qu'on maintienne les programmes d'observation et d'analyse actuels visant à décrire l'évolution temporelle de l'amplitude et de la configuration spatiale des concentrations et des dépôts totaux (dépôts humides, dépôts secs et gouttelettes) des espèces d'intérêt à l'échelle du Canada, avec le même degré de précision que celle obtenue pour les charges critiques.

L'équipe du Programme de recherche et de surveillance sur les pluies acides d'Environnement Canada a mis en œuvre les

recommandations ci-dessus, avec l'aide d'une majoration financière rendue disponible en 2000 par le biais du programme intitulé l'Analyse de rentabilité des pluies acides. Faute de ressources, il leur a été impossible d'assurer la mise en œuvre complète de ces recommandations. L'examen adéquat des tendances temporelles de l'acidité, par exemple, commande l'apport d'améliorations majeures à nos inventaires des émissions de cations basiques et d'ammoniac, améliorations qui exigent bien plus de ressources que ce que nous disposons actuellement. De même, les progrès accomplis en matière d'évaluation des dépôts issus du brouillard sont modestes. Enfin, le relâchement des activités de surveillance des pluies acides observé depuis les années 1990, notamment en Ontario, a pour effet d'augmenter l'erreur dans les analyses spatiales qui en découlent telles que celles qui ont été présentées dans l'évaluation de 1997.

Néanmoins, depuis l'évaluation de 1997, nous avons fait d'importants progrès dans la quantification des dépôts secs (notamment des dépôts d'espèces de l'azote) à l'échelle du Canada, et nous avons élaboré de nouvelles méthodes analytiques pour déterminer les tendances et pour établir des liens entre les régions émettrices et les régions réceptrices.

Ce chapitre présente l'analyse des données sur la chimie de l'air, des précipitations et du brouillard, disponibles jusqu'en 2003. Les objectifs généraux de ces analyses étaient de: 1) déterminer l'évolution des dépôts atmosphériques humides et secs de substances acides à la suite des limitations imposés par le programme de réduction des émissions de gaz acides mis en œuvre au Canada et aux États-Unis, et particulièrement sur les principales variations observées dans les émissions depuis le début des années 1990 jusqu'au début des années 2000; 2) déterminer les principales régions émettrices qui contribuent aux dépôts acides dans les régions réceptrices sensibles de l'est du Canada.

3.3 DÉPÔTS HUMIDES, SECS ET TOTAUX

3.3.1 Dépôts humides

On mesure au Canada depuis la fin des années 1970 dans les réseaux de surveillance fédéral et provinciaux les dépôts humides à l'échelle régionale. La principale unité de ces réseaux fédéral et provinciaux est le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCEPA) d'Environnement Canada. Les activités y ont commencé en 1983, relayant celles s'étant déroulées dans le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations (RCEP) et dans le Réseau de surveillance de l'air et des précipitations (RSAP). Aux États-Unis, la surveillance des dépôts humides est



assurée depuis 1978 par le National Atmospheric Deposition Program (NADP) ainsi que par des réseaux des états et de l'industrie. Le National Trends Network (NTN) et l'Atmospheric Integrated Research Monitoring Network (AIRMoN) sont des sous-réseaux du NADP. En outre, le NADP a co-implanté des stations du NTN à des sites du Clean Air Status and Trends Network (CASTNET) des États-Unis. Malheureusement, au Canada, les activités ont cessé dans plusieurs réseaux provinciaux au cours de la dernière décennie, ce qui laisse d'importantes lacunes dans la couverture spatiale des dépôts humides à l'échelle du pays. Les provinces qui ont fermé leur réseau sont la Colombie-Britannique, le Manitoba, l'Ontario et Terre-Neuve-et-Labrador. Les réseaux toujours en activité au Canada au moment de la rédaction du présent document sont le Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations (du gouvernement fédéral), le Precipitation Quality Monitoring Program en Alberta, le Réseau d'échantillonnage des précipitations du Québec, le Nova Scotia Precipitation Study Network et le Réseau de surveillance des dépôts humides du Nouveau-Brunswick. La figure 3.1 présente les réseaux où il y a eu, en juin 2004, échantillonnage des précipitations au Canada et aux États-Unis (à l'exclusion des réseaux des états aux États-Unis).

Dans ces réseaux, la mesure des dépôts humides est déterminée par l'analyse chimique des échantillons de précipitations prélevés dans des collecteurs de dépôts

humides. Le flux de dépôts humides aux stations de surveillance correspond à la concentration en ions mesurée, multipliée par la hauteur des précipitations (mesurée à l'aide de jauges standards co-implantées). Le RCEPA et le réseau néo-écossais prélèvent des échantillons sur une base quotidienne; tous les autres réseaux du Canada procèdent sur une base hebdomadaire, sauf au Nouveau-Brunswick, où on combine des prélèvements quotidiens à des échantillons composites hebdomadaires. Aux États-Unis, le NTN prélève des échantillons sur une base hebdomadaire, tandis que le réseau AIRMoN le fait quotidiennement. Les échantillons destinés à l'analyse chimique des précipitations sont expédiés au laboratoire d'analyse du réseau concerné. On trouvera la description des réseaux à l'adresse www.msc.ec.gc.ca/natchem/precip/networks_f.html.

3.3.1.1 Les dépôts humides à l'échelle du continent

Les données sur les dépôts humides provenant de tous les réseaux régionaux de surveillance des États-Unis et du Canada sont archivées, soumises à un contrôle de qualité dans la Base de données nationales sur la chimie atmosphérique et analysées par le système d'analyse (NAtChem) exploités par Environnement Canada (www.msc-smc.ec.gc.ca/natchem). Les données fusionnées des États-Unis et du Canada servent de base pour la cartographie et l'analyse des tendances spatiales et temporelles des dépôts humides sur l'Amérique du Nord. C'est à cette fin que le système NAtChem a produit annuellement des cartes régionales des dépôts humides au Canada et aux États-Unis de 1980 à 2001. La configuration des dépôts se limite géographiquement à la moitié est du continent en raison du manque de données sur l'Ouest canadien. La figure 3.2 présente les tendances moyennes quinquennales des dépôts humides de sulfate (sels non marins) et de nitrate et de leur pH dans l'est de l'Amérique du Nord de 1996 à 2000. Nous avons opté pour des moyennes sur 5 ans afin de lisser la variabilité interannuelle des tendances. À toutes les stations situées à moins de 100 km de nappes d'eau salée, nous avons estimé les dépôts de sulfate non marin au moyen d'un algorithme de correction des sels marins décrit dans OMM (2005).

Dans les figures 3.2a) et b), les courbes de dépôts humides de sulfate non marin (nsmSO_4^{2-}) et de NO_3^- de l'est de l'Amérique du Nord prennent la forme d'une cible étirée sur un axe sud-ouest – nord-est. Les dépôts humides de nsmSO_4^{2-} atteignent leur maximum (>25 kg/ha/a) dans la région située immédiatement au sud du lac Érié, dans l'est de l'Ohio et l'ouest de la Pennsylvanie, soit tout près de la région de forte production d'émissions de SO_2 qu'est la vallée de l'Ohio. La

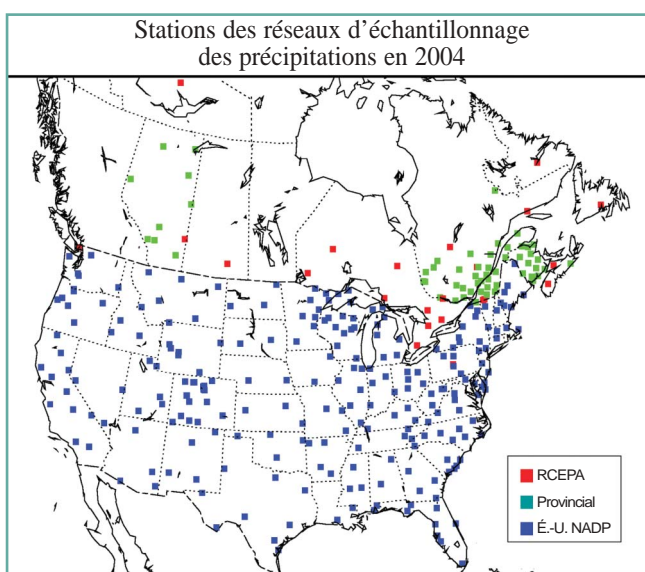


Figure 3.1. Stations de surveillance des dépôts humides fédérales, provinciales et des États-Unis en activité en juin 2004. RCEPA: Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air.

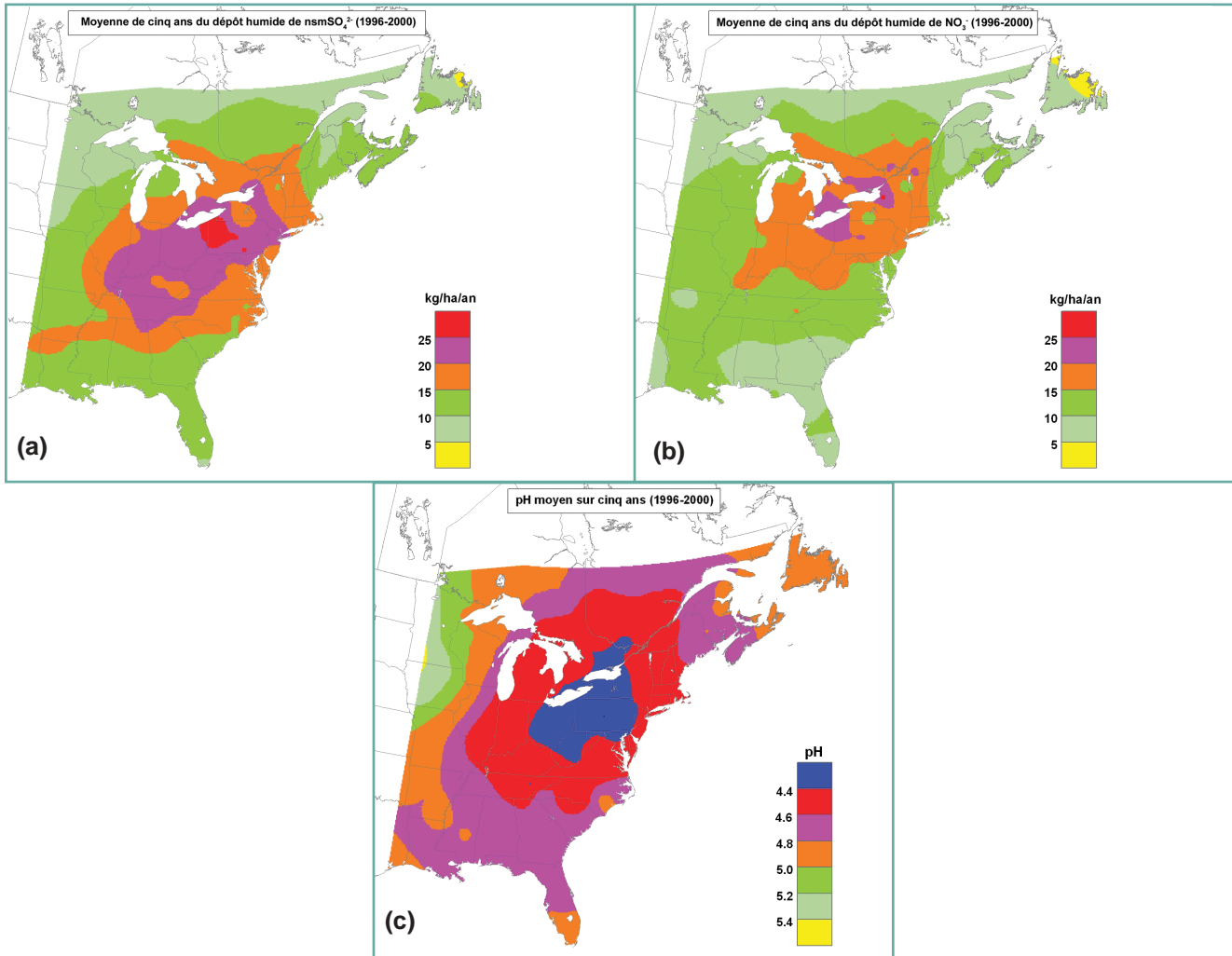


Figure 3.2. Tendances de la moyenne sur 5 ans (1996-2000) a) des dépôts humides de nsmSO_4^{2-} ; b) des dépôts humides de NO_3^- ; c) du pH sur l'est de l'Amérique du Nord.

région qui reçoit de 20 à 25 kg/ha/a englobe toute la vallée de l'Ohio ainsi qu'une petite portion du sud de l'Ontario. Les régions du Bouclier canadien sensibles aux acides reçoivent en Ontario et au Québec des quantités variables de dépôts de sulfate, qui vont de 20 kg/ha/a au sud à moins de 10 kg/ha/a plus au nord. La figure 3.2b indique que c'est dans l'est de l'Ohio et l'ouest de la Pennsylvanie que les dépôts humides de NO_3^- sont les plus élevés. Cependant, contrairement au cas des sulfate, la région où les dépôts atteignent leur maximum englobe une très vaste portion du sud de l'Ontario et une partie du nord de l'État de New York. Fait intéressant, au Canada, la zone de 15 kg/ha/a est à peu près la même pour les dépôts de nsmSO_4^{2-} et de NO_3^- .

La tendance du pH illustrée à la figure 3.2c) a été établie à partir des concentrations sur 5 ans de H^+ pondérées en

fonction des précipitations et converties en valeurs de pH. On trouve les valeurs minimales du pH (moins de 4,4) dans une grande portion du sud de l'Ontario, dans une partie du sud-ouest du Québec et des états situés au sud des lacs Érié et Ontario. Les valeurs maximales du pH, qui vont de 5,0 à 5,4, s'observent dans la portion nord-ouest du territoire des deux pays couvert par la carte.

Comme l'avaient déjà indiqué les recherches antérieures (Environnement Canada, 1997), les secteurs où les dépôts humides de nsmSO_4^{2-} , NO_3^- et de H^+ sont les plus élevés aux États-Unis se trouvent généralement à proximité et sous le vent des secteurs où les émissions de SO_2 et de NO_x sont les plus fortes (les états du Midwest et la vallée de l'Ohio). Au Canada, c'est dans le sud de l'Ontario et du Québec, le long de la frontière Canada – États-Unis, que les dépôts sont le

plus élevés. Comme l'ont déjà indiqué d'autres évaluations des pluies acides au Canada et aux États-Unis (Environnement Canada, 1997; NAPAP, 1990), les dépôts humides de SO_4^{2-} , de NO_3^- et de H^+ au Canada sont fortement affectés à la fois par les émissions canadiennes de SO_2 et de NO_x , et par celles des États-Unis qui sont transportées vers le Canada et finissent par s'y déposer. On peut voir l'emplacement des principales sources de SO_2 et de NO_x au Canada et aux États-Unis sur les cartes d'inventaire des émissions de 1990, à l'annexe A1. Il nous a malheureusement été impossible d'obtenir des cartes des émissions postérieures à 1990 au moment de la rédaction; le lecteur doit donc garder à l'esprit que la quantité d'émissions a diminué depuis 1990, mais la répartition spatiale des sources est demeurée à peu près la même. Dans le reste du présent chapitre, nous expliquons la relation entre les émissions du Canada et des États-Unis et les dépôts humides et secs (ainsi qu'entre les concentrations atmosphériques et les précipitations) au Canada. La période allant de 1990 au début des années 2000, au cours de laquelle les émissions de SO_2 ont nettement diminué dans les deux pays, revêt un intérêt particulier pour l'établissement de relations spatiales, temporelles et sources-récepteurs entre les émissions et les réactions survenues dans l'atmosphère.

Les configurations spatiales illustrées à la figure 3.2 ont été déterminées à partir de données recueillies par le RCEPA au Canada, le NADP aux États-Unis et les réseaux provinciaux de l'Ontario, du Québec, du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve-et-Labrador. Les contours ont été déterminés par interpolation des données des stations de mesure des différents réseaux, au moyen du schéma d'interpolation appelé krigeage (Isaaks et Srivastava, 1989). Nous avons eu de la difficulté à tracer les contours de l'Ontario de 1999 et 2000 parce que le réseau ontarien d'échantillonnage des dépôts acides a cessé ses activités au début de 1999. Pour compenser le manque de données nécessaires à l'établissement du tracé pour ces années, nous avons posé l'hypothèse que la distribution spatiale détaillée des dépôts humides en Ontario de 1999 et 2000 avait été la même que la distribution moyenne établie sur 3 ans, de 1996 à 1998. À partir de cette hypothèse, nous avons interpolé les distributions ontariennes pour 1999 et 2000 à partir du petit nombre de stations fédérales du RCEPA en Ontario ainsi que de toutes les stations des provinces et états voisins, puis nous avons corrigé les champs de dépôt annuels interpolés pour les faire correspondre à la structure spatiale de 1996-1998. Les distributions moyennes sur 5 ans en Ontario illustrées à la figure 3.2 ont été dérivées par la suite à partir d'une combinaison des champs interpolés pour 1996-1998

(déterminés à partir des stations provinciales et fédérales de l'Ontario et de celles de tous les états et provinces voisins), puis nous avons corrigé les champs pour 1999-2000 (produits à partir des seules stations fédérales de l'Ontario et de celles de tous les états et provinces voisins) de manière à les faire correspondre à la structure spatiale des années précédentes.

Pour évaluer l'impact potentiel des deux années de corrections spatiales sur les distributions moyennes sur 5 ans des dépôts humides en Ontario (figure 3.2), nous avons procédé à une analyse d'incertitude en interpolant et en comparant les distributions des dépôts humides de SO_4^{2-} interpolés de 1996-1998 créées avec et sans les données du réseau ontarien. L'analyse indique que l'omission du réseau ontarien engendre une sous-évaluation de 10 à 35% des dépôts humides dans le secteur situé à l'est du lac Huron et au sud du lac Supérieur et une surévaluation de moins de 10% dans le nord de l'Ontario. Ainsi, la correction spatiale effectuée pour combler le manque de données ontariennes en 1999 et en 2000 a pour effet d'accroître l'ampleur des dépôts humides à l'est du lac Huron et au sud du lac Supérieur et d'en décroître l'ampleur dans le nord de l'Ontario. Le résultat net donne une distribution moyenne sur 5 ans des dépôts humides plus conforme aux résultats des années 1996 à 1998 qu'elle ne le serait sans ces corrections. **Si les facteurs de correction étaient totalement faux**, il en résulterait, au pire, une erreur de l'ordre de -10% à -15% dans les valeurs moyennes sur 5 ans des dépôts humides dans la région à l'est du lac Huron et au sud du lac Supérieur et une erreur de moins de +5% dans le nord de l'Ontario. Nous avons le sentiment que les distributions moyennes sur 5 ans illustrées à la figure 3.2 sont probablement plus exactes quand on tient compte des facteurs de correction que dans le cas contraire. Cependant, cela ne change rien au fait que la fermeture du réseau ontarien a accru l'incertitude sur la façon dont s'étaient distribués en Ontario les dépôts humides sur une base annuelle.

Reviendrons plus loin, à la section 3.4.3, sur l'estimation des dépôts humides totaux de SO_4^{2-} et de NO_3^- dans l'est du Canada établie à partir des distributions moyennes sur 5 ans des dépôts humides de 1996-2000. Comme nous l'avons dit ci-dessus, nous sommes d'avis que l'emploi des facteurs de correction en 1999 et en 2000 améliore l'exactitude des distributions des dépôts humides et des quantités intégrées de dépôts qui en résultent. Cependant, si on suppose que les facteurs de correction sont complètement faux, l'analyse d'incertitude décrite plus haut indique que l'erreur relative aux dépôts humides totaux de SO_4^{2-} dans l'est du Canada serait inférieure à 5%. Nous considérons que cette marge d'erreur est acceptable aux fins des analyses décrites à la section 3.4.3.

3.3.1.2 Perspective canadienne des dépôts humides

Le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCEPA) est le réseau où l'on y mesure depuis le début des années 1980 les dépôts humides à l'échelle du pays. Le RCEPA mesure quotidiennement les concentrations et dans les précipitations et dans l'air des principaux ions à des stations de surveillance situées en milieu rural ou isolé partout au Canada. Les mesures des concentrations des ions dans l'atmosphère servent à l'estimation du flux des dépôts secs, ce qui permet d'établir la quantité de dépôts totaux. C'est dans l'est du Canada, où les flux de dépôts et où les systèmes aquatiques et forestiers y sont les plus fragiles, qu'on trouve la plus forte densité de stations. L'emplacement des stations de surveillance de la chimie de l'air et des précipitations du RCEPA en activité depuis juin 2004 est indiqué à la figure 3.3, à l'exception des stations d'Esther (Alberta) et de Sutton (Québec) fermées depuis 2002. On aura néanmoins considéré leurs données parce qu'elles ont été largement utilisées pour la rédaction des autres sections du présent rapport. Une seule station, Penn State, est située à l'extérieur du territoire canadien, à State College, en Pennsylvanie, aux États-Unis. Cette station sert à produire les données destinées aux comparaisons corrélatives avec le programme national sur les dépôts atmosphériques et le National Trends Network des États-Unis.

La variabilité spatiale et temporelle des dépôts humides relevée aux stations du RCEPA est illustrée aux figures 3.4 et

3.5. On y voit les valeurs annuelles des dépôts humides de sulfate et de nitrate mesurées entre 1986 et 2002 dans les stations sélectionnées du RCEPA. Les données ne sont pas collectées dans toutes les stations tous les ans, car bien des stations ont commencé à être exploitées qu'au cours de cette période de 17 ans. Pour être considérées, les valeurs annuelles des dépôts devaient venir de stations où 1) l'échantillonneur de la chimie des précipitations ait été en fonction pendant au moins 90% de l'année et où 2) les données valides sur les concentrations puissent représenter > 70% des précipitations tombées au cours de l'année. Il ressort des figures 3.4 et 3.5 que les dépôts humides de sulfate et de nitrate sont plus élevés dans l'est du Canada que dans l'ouest du pays. Dans l'est du Canada, c'est dans le sud de l'Ontario et le sud-ouest du Québec que les dépôts humides de sulfate et de nitrate sont les plus élevés, avec un gradient décroissant vers le nord et l'est (voir aussi les figures 3.2a et b). Les quantités de dépôts les plus faibles de l'est du Canada se trouvent dans le nord-ouest de l'Ontario (ELA), le nord du Québec (Chapais), le sud de Terre-Neuve (Baie-d'Espoir) et l'est du Labrador (Goose Bay) – tous situés loin des principales sources d'émissions de SO₂ et de NO_x du Canada et des États-Unis.

Dans l'ouest du Canada, les flux de dépôts humides mesurés aux trois stations du RCEPA, soit Saturna (C.-B.), Esther (Alberta) et Snare Rapids (T.N.-O.) sont généralement plus faibles que dans l'est. C'est particulièrement le cas à Snare

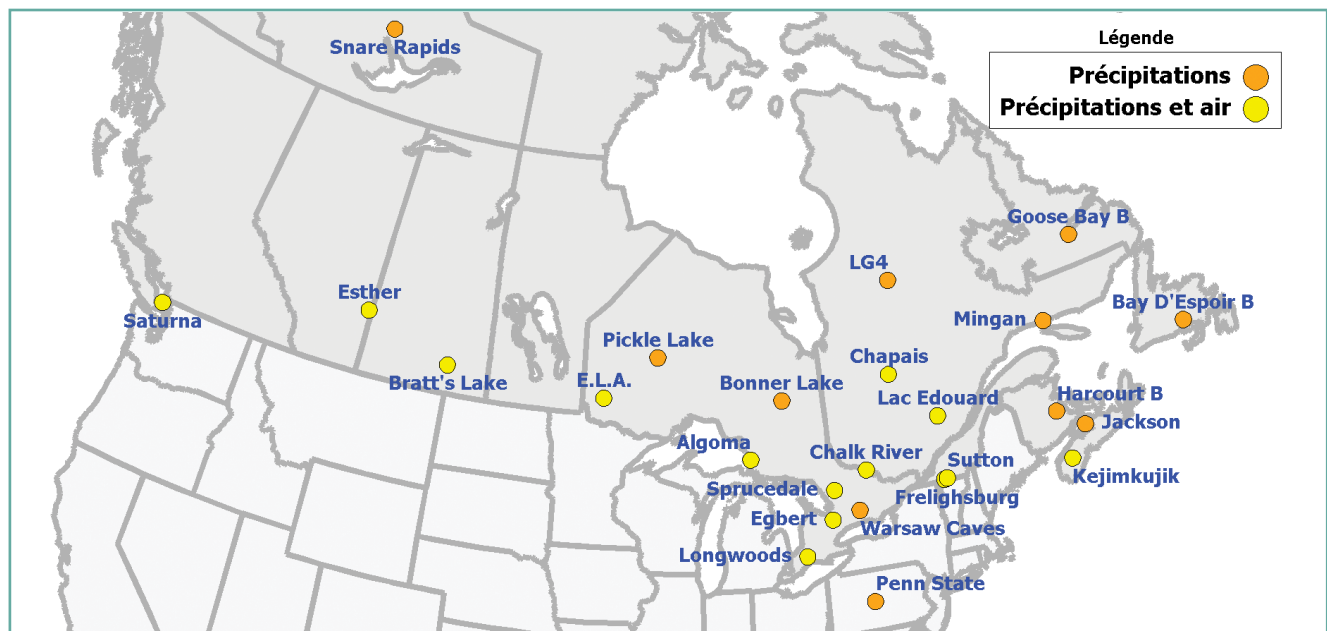


Figure 3.3. Emplacement des stations de surveillance de la chimie des précipitations/des dépôts humides et de la chimie de l'atmosphère/des dépôts secs du RCEPA en juin 2004 (les stations d'Esther et de Sutton sont fermées depuis 2002).

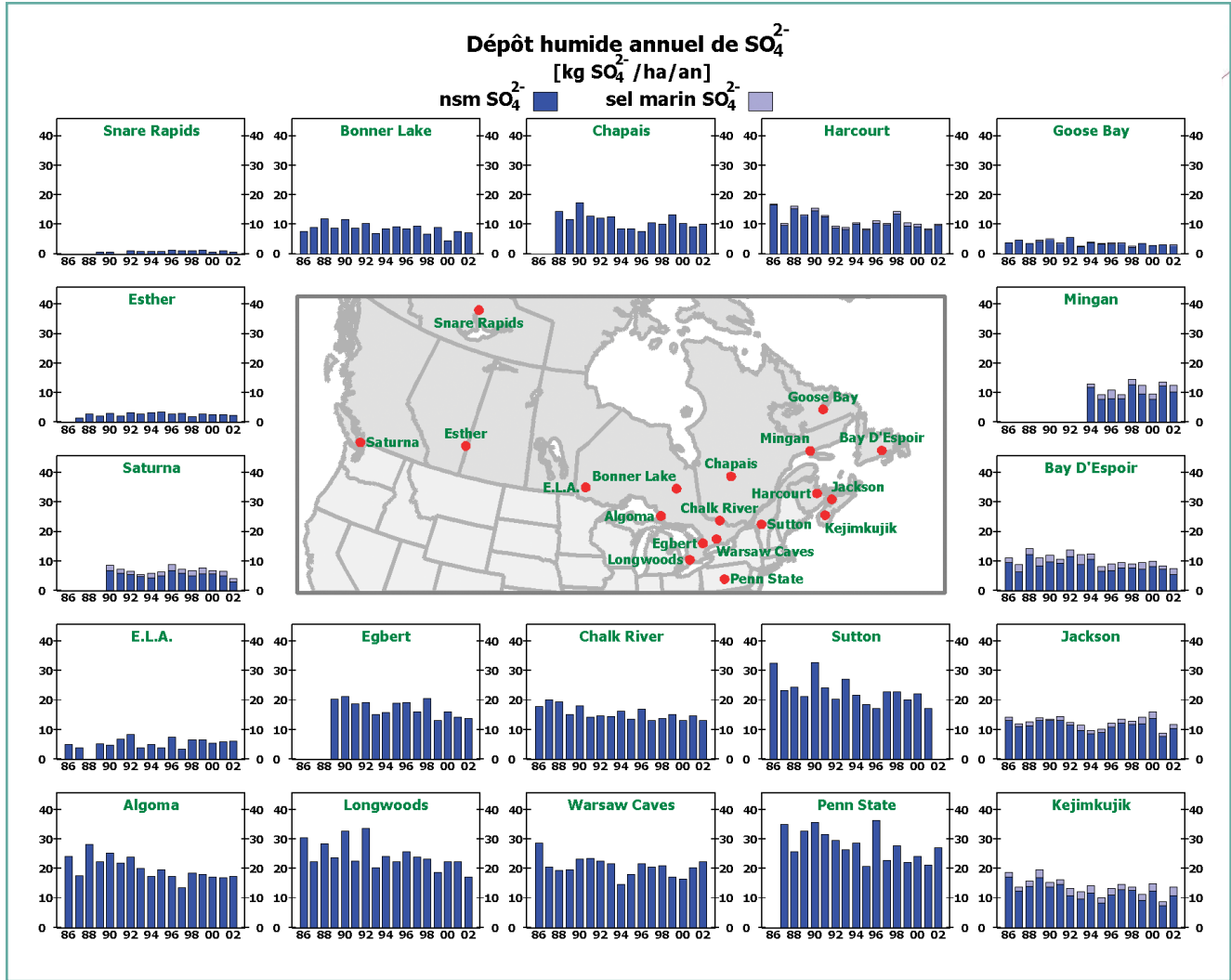


Figure 3.4. Dépôts humides annuels de sulfate non marin (nsmSO_4^{2-}) et de sulfate marin (ssSO_4^{2-}) dans des stations choisies du RCEPA de toutes les régions du Canada de 1986 à 2002. La station du RCEPA de Bratt's Lake n'apparaît pas parce qu'elle n'a connu sa première année complète d'activité qu'en 2002.

Rapids et à Esther, où les quantités de précipitations sont les plus faibles de tout le réseau. À noter que les flux de dépôts humides de sulfate marin (ssSO_4^{2-}) et de sulfate non marin (nsmSO_4^{2-}) sont présentés séparément dans les figures pour toutes les stations situées à moins de 100 km des côtes est ou ouest du Canada. À toutes les autres stations, on suppose que les flux de dépôts humides de sulfate mesuré se composent uniquement de nsmSO_4^{2-} . Tout au long du présent chapitre, nous considérons que le nsmSO_4^{2-} est d'origine humaine et qu'il est généré par les émissions de SO_2 au Canada et aux États-Unis. La quantité de sulfate mesuré provenant du sel de mer pour l'ensemble des stations côtières est relativement faible comparativement à la quantité de nsmSO_4^{2-} anthropique, soit moins de 20% de la masse de SO_4^{2-} mesurée sur une base annuelle.

Comme c'était le cas pour le nsmSO_4^{2-} et le NO_3^- , le flux de dépôts humides de tous les principaux ions varie d'une région à l'autre du Canada. C'est ce qu'illustre la figure 3.6. Les points de couleur des diagrammes circulaires de la figure indiquent l'abondance (en %) de nsmSO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , H^+ , NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} et de Mg^{2+} (en équivalents) relativement à la moyenne de la somme des ions, établie sur trois ans, soit de 2000 à 2002. La superficie de chaque diagramme est directement proportionnelle au total des dépôts humides en équivalent d'ions (c.-à-d. la somme de tous les équivalents d'ions) à chaque station.

On peut relever quelques observations pertinentes sur les résultats du RCEPA présentés à la figure 3.6:

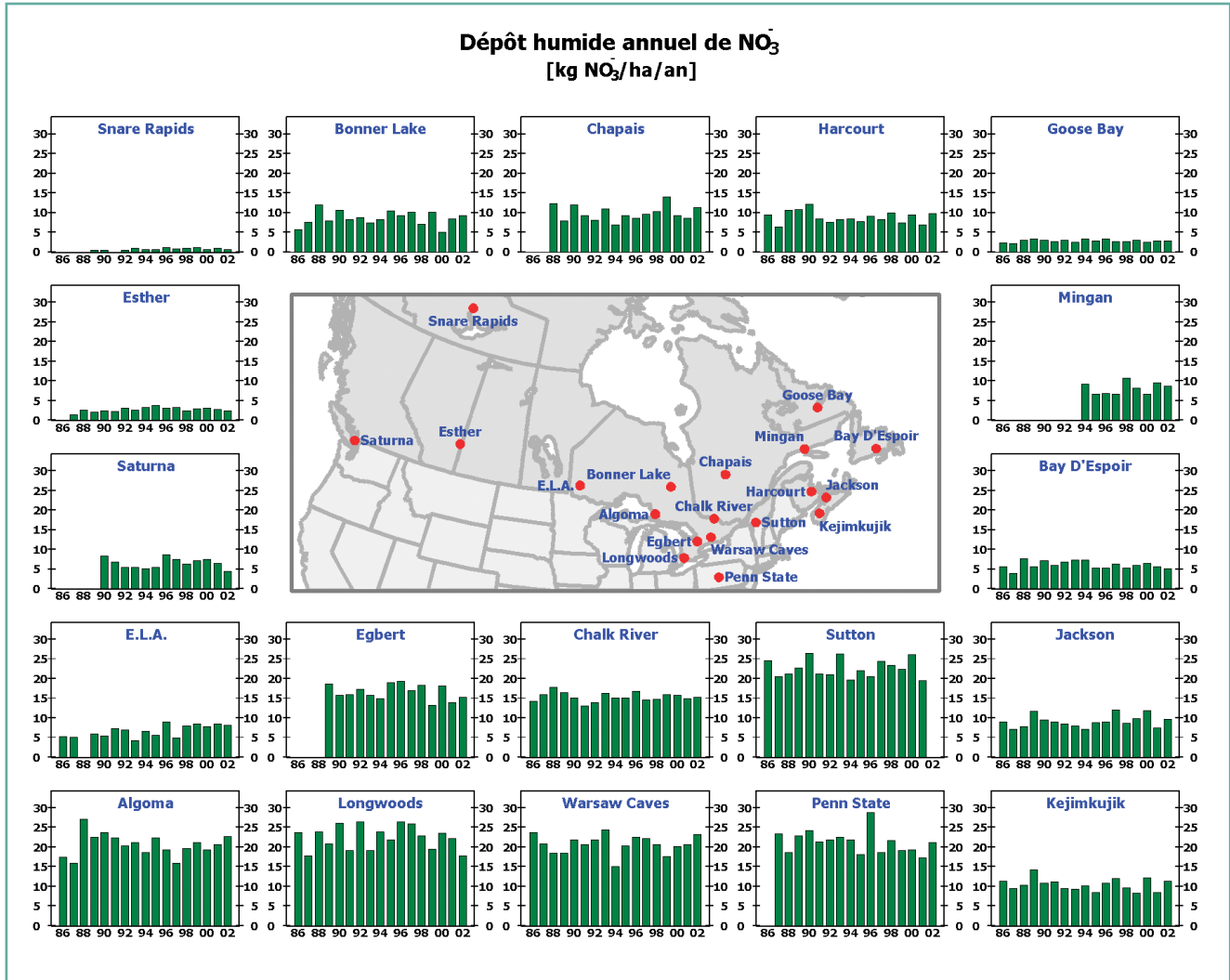


Figure 3.5. Dépôts humides de nitrate mesurés dans les stations sélectionnées du RCEPA de toutes les régions du Canada de 1986 à 2002. La station du RCEPA de Bratt's Lake n'apparaît pas parce qu'elle n'a connu sa première année complète d'activité qu'en 2002.

- ⇒ Le total des dépôts humides d'ions est élevé aux stations du RCEPA situées à moins de 100 km des côtes est ou ouest du Canada. Les ions de sel marin Na^+ et Cl^- dominent dans les dépôts humides à ces stations.
- ⇒ Les dépôts totaux d'ions sont également très élevés dans le sud de l'Ontario et du Québec (ainsi qu'à Penn State, aux États-Unis), en raison des dépôts très élevés de SO_4^{2-} , de NO_3^- et de H^+ . Le sud de l'Ontario et du Québec se trouve dans la direction des vents dominants qui viennent des régions de fortes émissions de SO_2 et de NO_x de l'est du Canada et des États-Unis (voir l'analyse à la section 3.5).
- ⇒ Les régions où les dépôts totaux d'ions sont les plus faibles sont les Territoires du Nord-Ouest, l'Alberta, le

nord de l'Ontario, le nord du Québec et le Labrador. Ces régions sont situées loin des principales sources anthropiques de SO_2 et de NO_x .

- ⇒ Dans toutes les stations côtières, SO_4^{2-} et NO_3^- sont les deux anions dominants alors que les cations dominants sont H^+ et NH_4^+ . Ces quatre ions constituent plus des trois quarts des dépôts totaux d'ions mesurés dans ces stations.

3.3.2 Dépôts secs et totaux

Comme nous le verrons aux chapitres 5 à 8 de la présente évaluation, ce sont les dépôts totaux (humides + secs) qui présentent le plus d'intérêt dans les recherches sur les effets sur les écosystèmes. Il est toutefois difficile, dans la pratique,

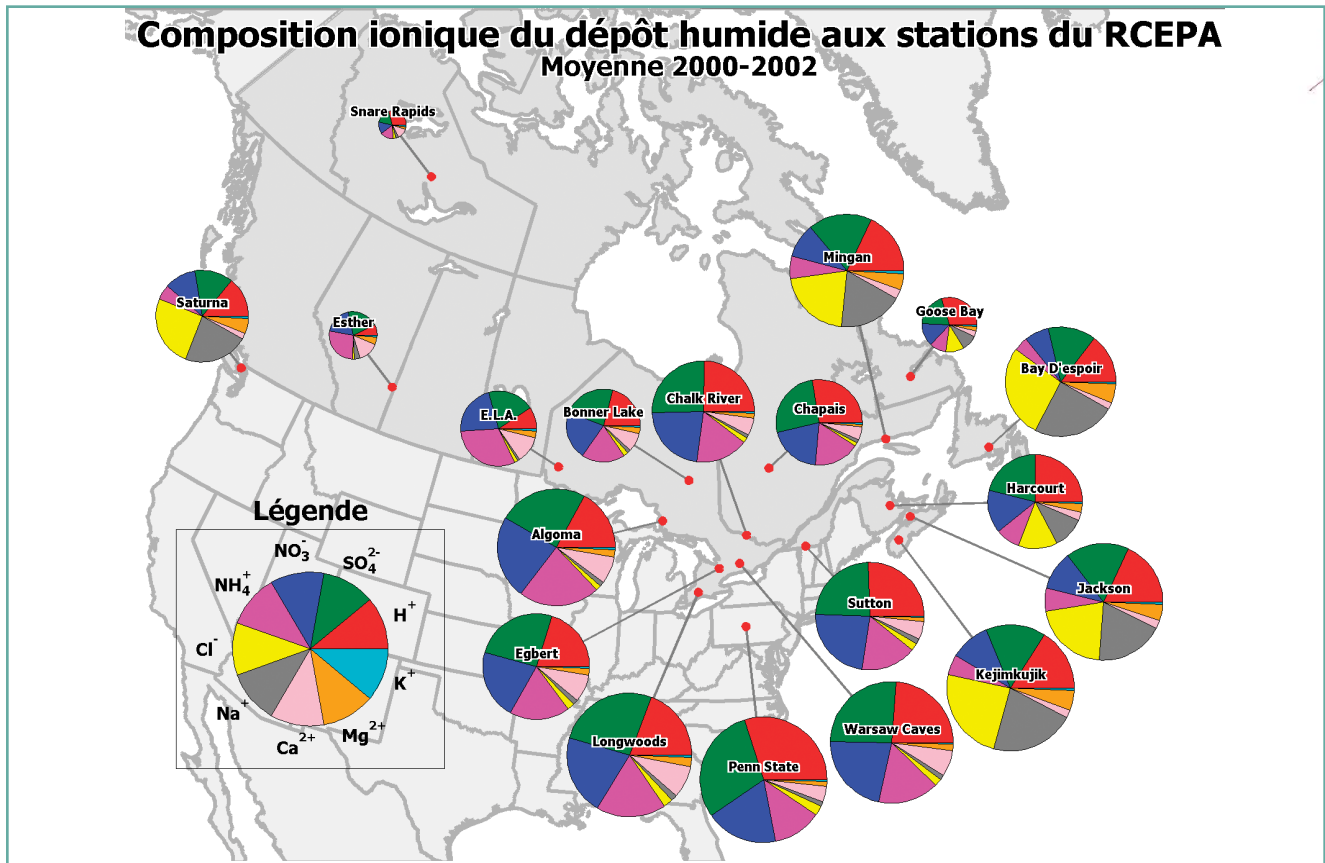


Figure 3.6. Composition en ions des dépôts humides mesurés aux stations du RCEPA. Chaque pointe de couleur représente la proportion des dépôts humides totaux d'ions (en équivalents) à laquelle cet ion correspond (voir la légende). Les valeurs calculées correspondent au flux moyen établi sur 3 ans de dépôts humides de chaque ion pour la période 2000-2002. L'aire de chaque cercle est directement proportionnelle aux dépôts humides totaux d'ions (en équivalents) à la station en question.

de mesurer directement les dépôts secs, car cette opération exige une instrumentation perfectionnée qui se prête mal à la surveillance régulière dans des lieux isolés. Pour estimer les flux de dépôts secs aux stations du RCEPA, Environnement Canada a adopté une technique qui allie mesures et modélisation: la *méthode de calcul des dépôts secs par inférence*. Cette méthode consiste à calculer les flux de gaz et de particules dans les dépôts secs comme étant le produit des concentrations ambiantes de ces substances (mesurées quotidiennement par le RCEPA) et des vitesses moyennes quotidiennes de dépôt sec modélisées. Les deux réseaux de surveillance des dépôts secs aux États-Unis emploient des méthodes semblables (Baumgardner et al., 2002; Meyers et al., 1998): le *Clean Air Status and Trends Network (CASTNET)*, exploité par l'USEPA, et l'*Atmospheric Integrated Research Monitoring Network (AIRMoN)*, exploité par la *National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA)*.

Depuis cinq ans, Environnement Canada a élaboré un nouveau modèle pour estimer par inférence la vitesse de dépôt sec aux stations du RCEPA. Ce modèle, le *Regional Deposition Model (RDM)* (Brook et al., 1999; Zhang et al., 2001, 2003), fait appel aux plus récentes percées de la science des dépôts secs. Il est alimenté par les données météo prévues du modèle canadien de prévision météorologique (le modèle global environnemental multi-échelle ou modèle GEM – voir Côté et al., 1997) et par des prévisions spécifiques sur l'utilisation du sol, la végétation et les précipitations aux stations du RCEPA. Le RDM produit un ensemble de vitesses de dépôt sec calculées toutes les 3 heures pour le SO_2 , le O_3 et le HNO_3 gazeux ainsi que pour les particules de SO_4^{2-} , de NO_3^- , de Cl^- , de Ca^{2+} , de Mg^{2+} , de K^+ et de Na^+ . On fait ensuite la moyenne des vitesses de dépôt à intervalles de 3 heures sur des périodes de 24 heures qui correspondent aux intervalles d'échantillonnage de l'air ambiant du RCEPA.

Le RDM calcule les vitesses de dépôt de ces substances à l'aide de ce qu'on appelle la « analogie de la résistance » (Baumgardner et al., 2002; Meyers et al., 1998), où sont considérées la résistance, au dépôt de gaz et de particules, de l'atmosphère, du couvert forestier et de la couche limite. Dans le sous-modèle applicable aux substances gazeuses, on tient compte de l'absorption stomatique et non stomatique de la végétation au moyen de l'approche dite de la « grande feuille » au-dessus des couverts forestiers de petite taille et de l'approche « multicouches » au-dessus des couverts de grande taille. Dans le sous-modèle applicable aux particules, on tient compte des effets de la diffusion brownienne, de l'interception, de l'impaction et du rebondissement des particules, qui sont tous fonction de la taille et de la densité des particules.

Nous avons calculé les flux quotidiens de dépôts secs de SO_2 et de HNO_3 gazeux ainsi que de SO_4^{2-} et de NO_3^- particulaires en multipliant les vitesses moyennes sur 24 heures de dépôt sec générées par le RDM par les concentrations ambiantes moyennes correspondantes sur 24 heures mesurées aux stations par le système de filtres du RCEPA. Nous avons calculé les flux saisonniers et annuels de dépôts secs de S total ($\text{SO}_2 + \text{p-SO}_4^{2-}$) et de N total ($\text{HNO}_3 + \text{p-NO}_3^-$), donnés respectivement en kg S/ha/a et en kg N/ha/a, en faisant la somme des flux quotidiens des espèces gazeuses et particulaires. Les estimations de flux n'ont été faites que pour la période de décembre 1997 à décembre 2002, car c'est la seule période pour laquelle nous disposons de données météo du modèle GEM. À noter également que ce que nous appelons « N total » aux sections 3.3.2.1 à 3.3.2.3 ne comprend pas certaines espèces azotées atmosphériques (notamment le NH_3 , le NO , le NO_2 et le nitrate de peroxyacétyle ou PAN), qui contribuent aux dépôts secs. On trouvera une analyse de l'incertitude découlant de cette omission à l'annexe A2.

Il convient ici de comparer les méthodes actuelles d'estimation des dépôts secs à celles employées pour les évaluations antérieures. Les vitesses de dépôt sec de SO_2 servant à calculer les flux de dépôts secs de soufre aux stations du RCEPA dans le présent rapport sont considérablement plus élevées que celles qu'on utilisait dans le passé (Sirois et Barrie, 1988). En revanche, les vitesses annuelles de dépôt sec de HNO_3 et de NO_3^- particulaire sont très proches des valeurs utilisées antérieurement. Les nouvelles vitesses de dépôt sec de HNO_3 connaissent cependant d'importantes fluctuations saisonnières et en ce qui concerne celles du NO_3^- particulaire, on tient désormais compte des dépôts secs de particules grossières et fines. Par conséquent, nous considérons que les flux historiques de dépôts secs de SO_2 , de HNO_3 et de p-NO_3^- ont été sous-

estimés. Les estimations actuelles des vitesses et des flux de dépôt sec, bien qu'elles se limitent à la période 1998-2002, sont considérées comme les plus exactes qu'on ait produites à ce jour.

3.3.2.1 Moyenne sur 5 ans des dépôts secs et totaux

La figure 3.7 présente la moyenne estimée sur 5 ans (1998-2002) des flux de dépôts secs de soufre et d'azote oxydé aux onze stations du RCEPA. À titre de mise en contexte pour les flux de dépôts secs, notons sur la figure la moyenne sur 5 ans des flux de dépôts humides et totaux (humides + secs) pour la même période. On notera aussi que les flux de dépôts de soufre (humides et secs) à Saturna et à Kejimikujik comprennent du sulfate d'origine marine et non marine, tandis que les autres stations non côtières ne comprennent que du sulfate non marin.

Comme nous l'avons déjà souligné, il existe certains risques de biais associés aux flux de dépôts secs et totaux d'azote (oxydé). On trouvera une analyse des biais à l'annexe A2; sur la base des conclusions de cette analyse, il convient de garder à l'esprit qu'aux valeurs des dépôts secs et totaux d'azote présentées aux figures 3.7 à 3.14 sont associées les incertitudes suivantes:

- ⇒ En général, les dépôts secs de NO_2 semblent aussi importants que les dépôts secs de $\text{HNO}_3 + \text{p-NO}_3^-$ dans le sud-ouest de l'Ontario (à proximité des principales régions émettrices de NO_x de l'est de l'Amérique du Nord) et moins importants qu'eux dans les stations en milieu rural ou isolé du sud-ouest de l'Ontario.
- ⇒ Les flux annuels de dépôts secs d'azote présentés ci-dessous sont sous-évalués d'un facteur estimé à 2 dans le sud-ouest de l'Ontario et à 1,4 dans le reste de l'est du Canada. Aucune estimation n'est actuellement disponible pour l'ouest du pays.
- ⇒ Les flux annuels des dépôts totaux (humides + secs) d'azote sont sous-évalués d'un facteur estimé à 1,4 dans le sud-ouest de l'Ontario et à 1,1 dans le reste de l'est du Canada. Aucune estimation n'est actuellement disponible pour l'ouest du pays.

La figure 3.7 révèle plusieurs faits intéressants à propos des dépôts secs, humides et totaux à l'échelle du Canada:

- ⇒ Les flux atmosphériques de dépôts secs de S et de N les plus importants touchent le sud et le centre de l'Ontario (Longwoods, Egbert, Algoma, Chalk River) et le sud du Québec (Sutton). Les flux de dépôts secs les plus faibles

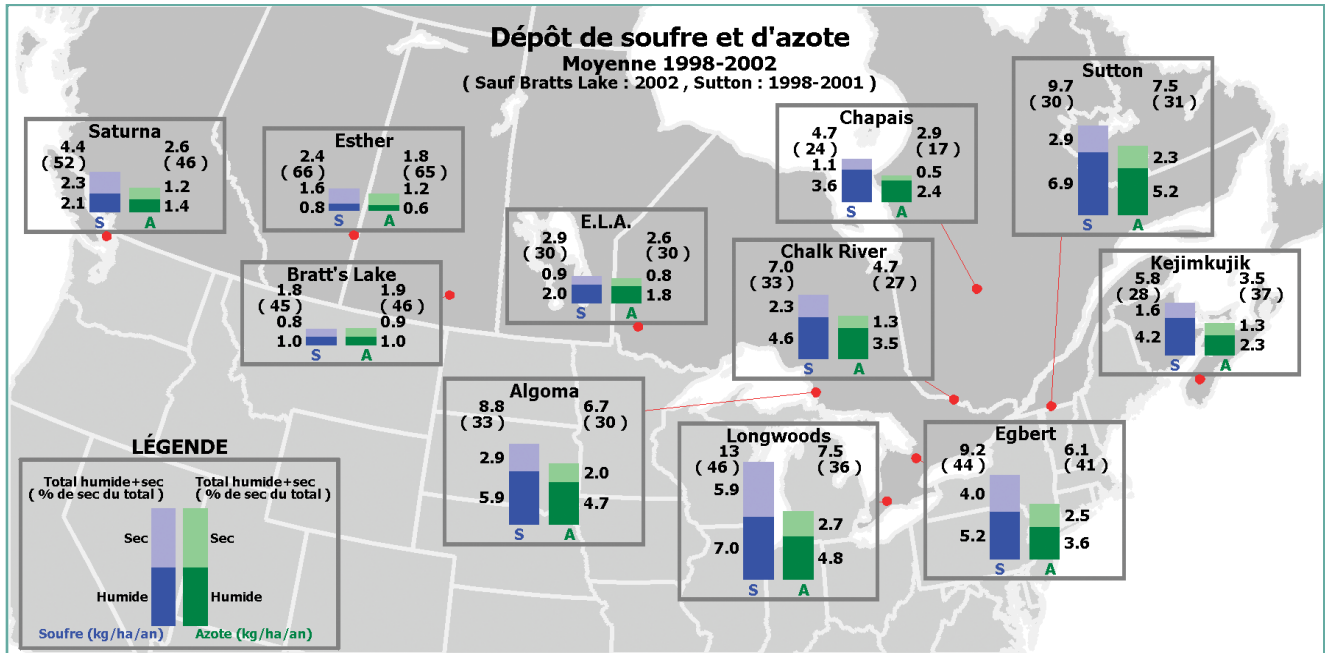


Figure 3.7. Moyenne sur 5 ans (1998-2002) des flux de dépôts secs, humides et totaux de soufre et d'azote oxydé aux stations de surveillance de dépôts secs du RCEPA. Les nombres entre parenthèses représentent le ratio entre les moyennes sur 5 ans des dépôts secs et totaux. En raison des limitations associées aux périodes d'activité, les résultats de la station de Bratt's Lake (Saskatchewan) ne correspondent qu'à une seule année de mesures (2002) et ceux de la station de Sutton (Québec) correspondent à quatre ans de mesures. Les valeurs des dépôts secs d'azote oxydé ne comprennent pas les dépôts secs de NO, de NO₂ ou de PAN.

touchent l'ouest du Canada (Saturna, Esther, Bratt's Lake), le nord de l'Ontario (ELA) et le nord du Québec (Chapais). On observe des dépôts modérés dans les provinces de l'Atlantique (Kejimikujik). Cette tendance est semblable à celle des dépôts humides de nsmSO₄²⁻ et de NO₃⁻.

- ⇒ C'est le long du corridor Windsor-Québec que la moyenne sur 5 ans des flux annuels de dépôts totaux (humides + secs) de S et de N est la plus élevée; c'est dans l'ouest du pays et le nord du Québec qu'elle est la plus faible. La masse de dépôts totaux de S la plus élevée enregistrée est de 13,0 kg S/ha/a, à la station de Longwoods, dans le sud-ouest de l'Ontario; pour ce qui est des dépôts totaux de N, le record est de 7,5 kg N/ha/a, aux stations de Longwoods (Ontario) et de Sutton (Québec). Les valeurs les plus basses des dépôts totaux s'observent dans les Prairies, en raison de la faible quantité de précipitations à Esther (Alberta) et à Bratt's Lake (Saskatchewan).
- ⇒ La quantité de dépôts humides dépasse celle des dépôts secs à toutes les stations du RCEPA, sauf à l'île Saturna (C.-B.) pour le S et à Esther (Alberta) pour le S et le N. La proportion exceptionnellement élevée de dépôts secs relativement aux dépôts humides à Esther s'explique par le fait que cet endroit reçoit extrêmement peu de

précipitations, ce qui réduit de beaucoup le flux des dépôts humides de S et de N.

- ⇒ Le ratio dépôts secs/dépôts humides est plus élevé dans l'ouest du Canada que dans l'est du pays. De tout l'est du Canada, c'est dans le sud-ouest de l'Ontario que la contribution des dépôts secs sur les dépôts totaux est la plus élevée. Ce fait s'explique en bonne partie par les très fortes concentrations de SO₂, de HNO₃, de p-SO₄²⁻ et de p-NO₃⁻ qui résultent de la proximité aux principales régions émettrices de SO₂ et de NO_x, soit le sud-ouest de l'Ontario et les états du Midwest. C'est le nord du Québec (et probablement une vaste portion du nord de l'Ontario au nord des stations du RCEPA) qui présente le plus petit ratio dépôts secs/dépôts totaux. Les très faibles concentrations ambiantes de gaz et de particules de S et de N dans cette région sont dues au fait qu'elle est située loin des principales régions émettrices de SO₂ et de NO_x.
- ⇒ Comme nous l'expliquons à l'annexe A2, la quantité de dépôts secs est sous-estimée parce qu'elle ne comprend pas les flux de dépôts secs de NO₂ et de PAN. Une fois inclus le NO₂ et le PAN, le ratio dépôts secs/dépôts totaux (ratio S/T) pourrait augmenter de 5 à 10 points de pourcentage dans les régions rurales ou isolées de l'est du Canada et de 15 à 20 points de pourcentage dans le

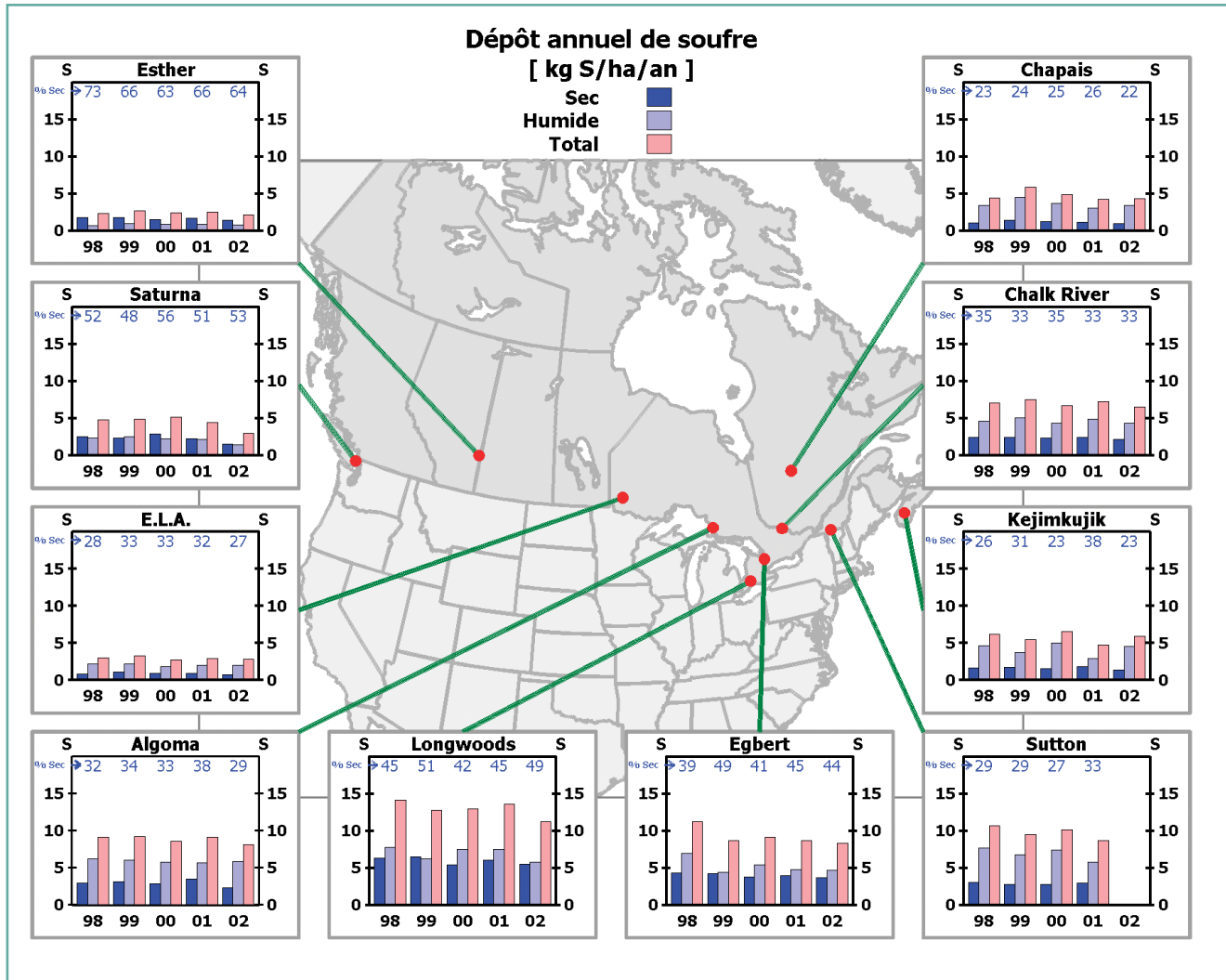


Figure 3.8. Quantité des flux annuels de dépôts secs, humides et totaux de soufre (en kg S/ha/a) aux stations de dépôts secs du RCEPA, 1998-2002. Les nombres figurant le long de l'axe supérieur de chaque graphique représentent le ratio S/T de chaque année.

sud-ouest de l'Ontario (valeurs estimatives). Par exemple, le ratio S/T pourrait passer de 30% à 36% à Algoma et de 36% à 52% à Longwoods. Nous n'avons pas de valeurs estimées applicables à l'ouest du Canada.

3.3.2.2 Dépôts secs et totaux annuels

Dans la section précédente, nous avons présenté un aperçu de la moyenne pluriannuelle du ratio dépôts secs/dépôts totaux (humides + secs) aux stations du RCEPA. Dans la présente section, nous abordons les variations annuelles des flux de dépôts secs, humides et totaux à chaque station survenues entre 1998 et 2002.

Les figures 3.8 et 3.9 montrent que les flux annuels de dépôts humides, secs et totaux de S et de N varient considérablement à certaines stations (p. ex., Longwoods, Egbert et Kejimikujik) et très peu à certaines autres (p. ex., Algoma, ELA). Les valeurs annuelles sont présentées sous la forme du ratio S/T au-dessus de la position graphique de chaque station. La variabilité interannuelle des flux de dépôts secs et humides et des ratios S/T s'explique par les fluctuations des émissions de SO₂ d'une année à l'autre et par les facteurs météorologiques qui régissent les concentrations ambiantes en gaz et en particules et la vitesse de dépôt sec aux stations du RCEPA (p. ex., la température, l'ensoleillement, les précipitations, la direction et la vitesse du vent).

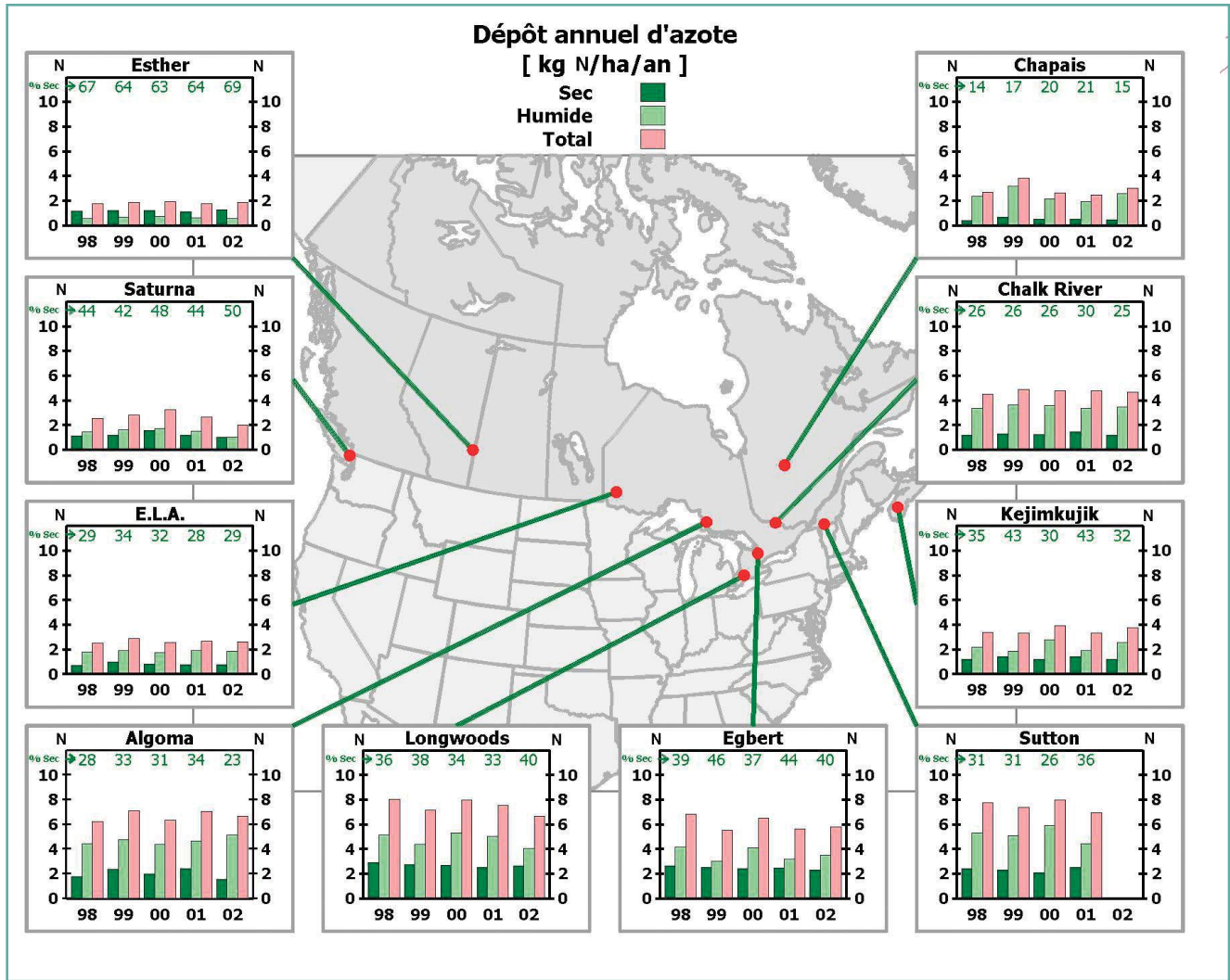


Figure 3.9. Quantité des flux annuels de dépôts secs, humides et totaux d'azote (en kg S/ha/a) aux stations de dépôts secs du RCEPA, 1998-2002 (dépôts secs de HNO_3 et de p-NO_3^- seulement). Les nombres figurant le long de l'axe supérieur de chaque graphique représentent le ratio S/T de chaque année.

3.3.2.3 Dépôts secs et totaux saisonniers

Les flux saisonniers de dépôts humides, secs et totaux de S et de N sont respectivement illustrés aux figures 3.10 et 3.11, où sont aussi précisés les ratios S/T saisonniers. Les barres inférieures (qui représentent l'apport saisonnier en dépôts secs) et supérieures (qui représentent l'apport saisonnier en dépôts humides) sont additives, ce qui signifie que le sommet de la barre supérieure correspond à la somme des dépôts humides et secs (dépôts totaux). Les saisons sont définies comme suit: l'hiver, de décembre à février; le printemps, de mars à mai; l'été, de juin à août; l'automne, de septembre à novembre. La saison d'hiver de décembre 1997 à février 1998 est la première représentée sur les graphiques.

Pour le S, les flux de dépôts humides et secs à la plupart des stations n'ont pas de cycle saisonnier régulier, en ce sens que

les flux maximaux et minimaux ne se produisent pas systématiquement chaque année à la même saison. Néanmoins, la plupart des stations de l'est du Canada tendent à avoir des flux de dépôts humides plus élevés durant les périodes chaudes de l'année et des flux de dépôts humides plus faibles durant les périodes froides. En revanche, les flux de dépôts secs observés à la plupart des stations de l'ouest du Canada sont légèrement plus élevés en saison froide qu'en saison chaude. La station de Saturna (C.-B.) fait exception, en ce sens que les mesures y sont très constantes d'une année à l'autre et qu'on y observe une forte concentration de dépôts humides et secs chaque année en automne et en hiver. L'absence de cycles saisonniers nets et réguliers dans les flux de dépôts secs à la plupart des stations s'explique par les interactions complexes qui existent entre les variations saisonnières des concentrations de SO_2 et de

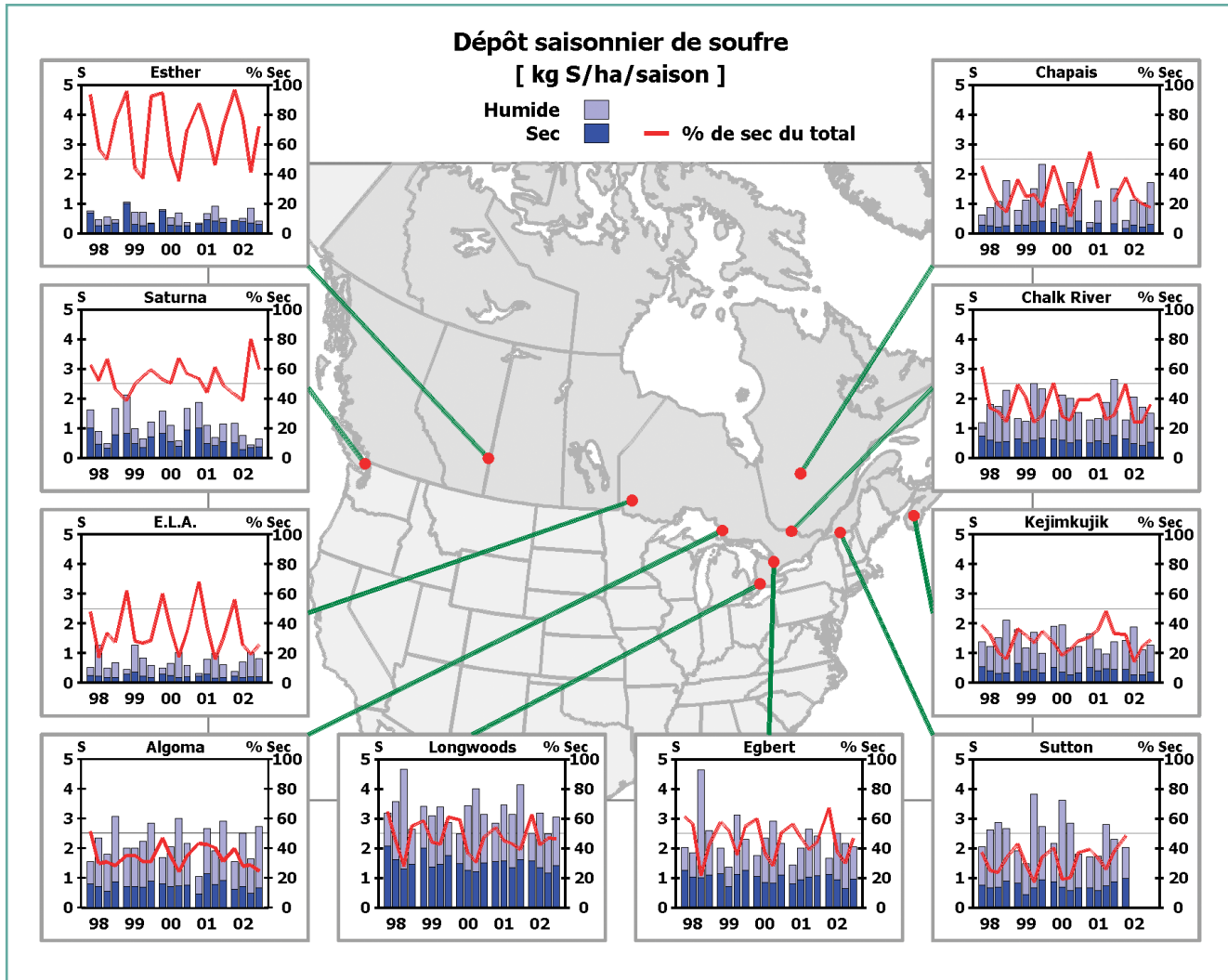


Figure 3.10. Valeurs saisonnières des dépôts secs, humides et totaux de S (en kg S/ha/saison) aux stations du RCEPA, 1998-2002. Les flux de dépôts secs et humides sont additifs, de sorte que le sommet de la barre supérieure correspond à la quantité totale de dépôts de S. La ligne rouge représente le ratio S/T pour chaque saison, et la ligne horizontale le niveau où 50% des dépôts totaux sont attribuables aux dépôts secs. Les saisons sont présentées dans l'ordre suivant: hiver, printemps, été, automne, et sont définies comme suit: l'hiver, de décembre à février; le printemps, de mars à mai; l'été, de juin à août; l'automne, de septembre à novembre.

$p\text{-SO}_4^{2-}$, de la vitesse de dépôt sec et des taux de conversion de SO_2 à SO_4^{2-} .

Comme pour les dépôts de S, les flux de dépôts humides, secs et totaux de N ont des variations saisonnières marquées d'une saison ou d'une année à l'autre (figure 3.11). Beaucoup de stations de l'est du Canada tendent à avoir des flux de dépôts humides et secs d'azote plus élevés en été mais, en général, on ne constate aucune régularité annuelle pour ce qui est de la saison où les dépôts atteignent leur maximum ou leur minimum. Seules les deux stations du sud-ouest de l'Ontario, Longwoods et Egbert, présentent des cycles saisonniers réguliers au fil des ans, avec une concentration de dépôts secs maximale en été et minimale en hiver. Il semble que cette

situation soit principalement due à des concentrations et à des vitesses de dépôt sec de HNO_3 très élevées en été. Il est important de souligner une fois de plus que les flux de dépôts secs de N présentés ici sont sous-estimés, car les flux de dépôts secs de NO, de NO_2 , de PAN et d'espèces azotées réduites n'ont pas été tenus en considération.

Des contraintes d'espace nous empêchent d'approfondir le sujet; soulignons tout de même que les dépôts secs de S sont principalement attribuables au SO_2 et que les dépôts secs d'azote proviennent principalement du HNO_3 gazeux. La plus grande contribution de SO_2 aux dépôts secs totaux de S a lieu en hiver, alors que la plus grande contribution de HNO_3 aux dépôts secs totaux de N a lieu en été.

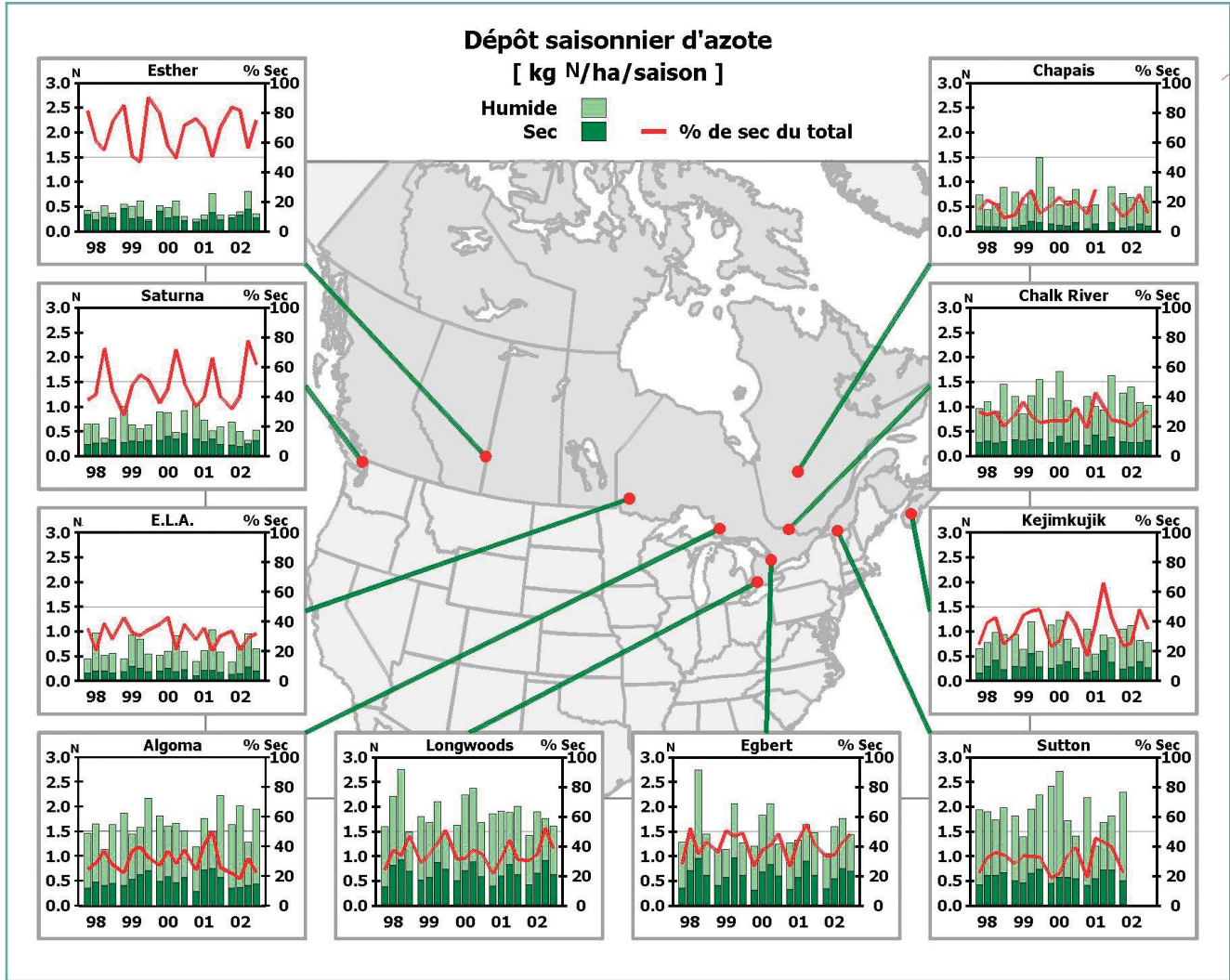


Figure 3.11. Valeurs saisonnières des dépôts secs, humides et totaux de N (en kg N/ha/saison) aux stations du RCEPA, 1998-2002 (dépôts secs de HNO_3 et de p-NO_3^- seul). Les flux de dépôts secs et humides sont additifs, de sorte que le sommet de la barre supérieure correspond à la quantité totale de dépôts de N. La ligne rouge représente le ratio S/T pour chaque saison, et la ligne horizontale le niveau où 50% des dépôts totaux sont attribuables aux dépôts secs. Les saisons sont présentées dans l'ordre suivant: hiver, printemps, été, automne, et sont définies comme suit: l'hiver, de décembre à février; le printemps, de mars à mai; l'été, de juin à août; l'automne, de septembre à novembre.

3.4 VARIATIONS TEMPORELLES DES ESPÈCES ACIDIFIANTES DANS L'AIR, LES PRÉCIPITATIONS ET LES DÉPÔTS HUMIDES EN FONCTION DE L'ÉVOLUTION DES ÉMISSIONS

Les concentrations d'espèces acidifiantes dans l'air et les précipitations évoluent avec le temps, en fonction des fluctuations des émissions, du transport, de la dispersion, de la transformation et du dépôt. Plusieurs études publiées montrent que la réduction des émissions de SO_2 aux États-Unis en 1995 a entraîné la baisse de concentration de SO_2 dans l'air et de SO_4^{2-} dans les précipitations aux stations de

mesure partout aux États-Unis (Holland et al., 2000; Lynch et al., 2000). Dans la présente section, nous voyons si l'évolution des émissions de SO_2 et de NO_x dans l'est du Canada et des États-Unis après 1990 a eu des répercussions sur l'évolution de la qualité de l'air et des précipitations dans l'est du Canada. Nous examinerons plus particulièrement les concentrations des principaux ions dans les précipitations et dans l'air parce que les concentrations atmosphériques de ces ions réagissent plus directement à l'évolution des émissions que les dépôts humides ou secs. Cela s'explique par le fait que les variations temporelles des flux de dépôts humides subissent à la fois l'influence des variations des concentrations en ions et des fluctuations des précipitations. De même, les tendances des

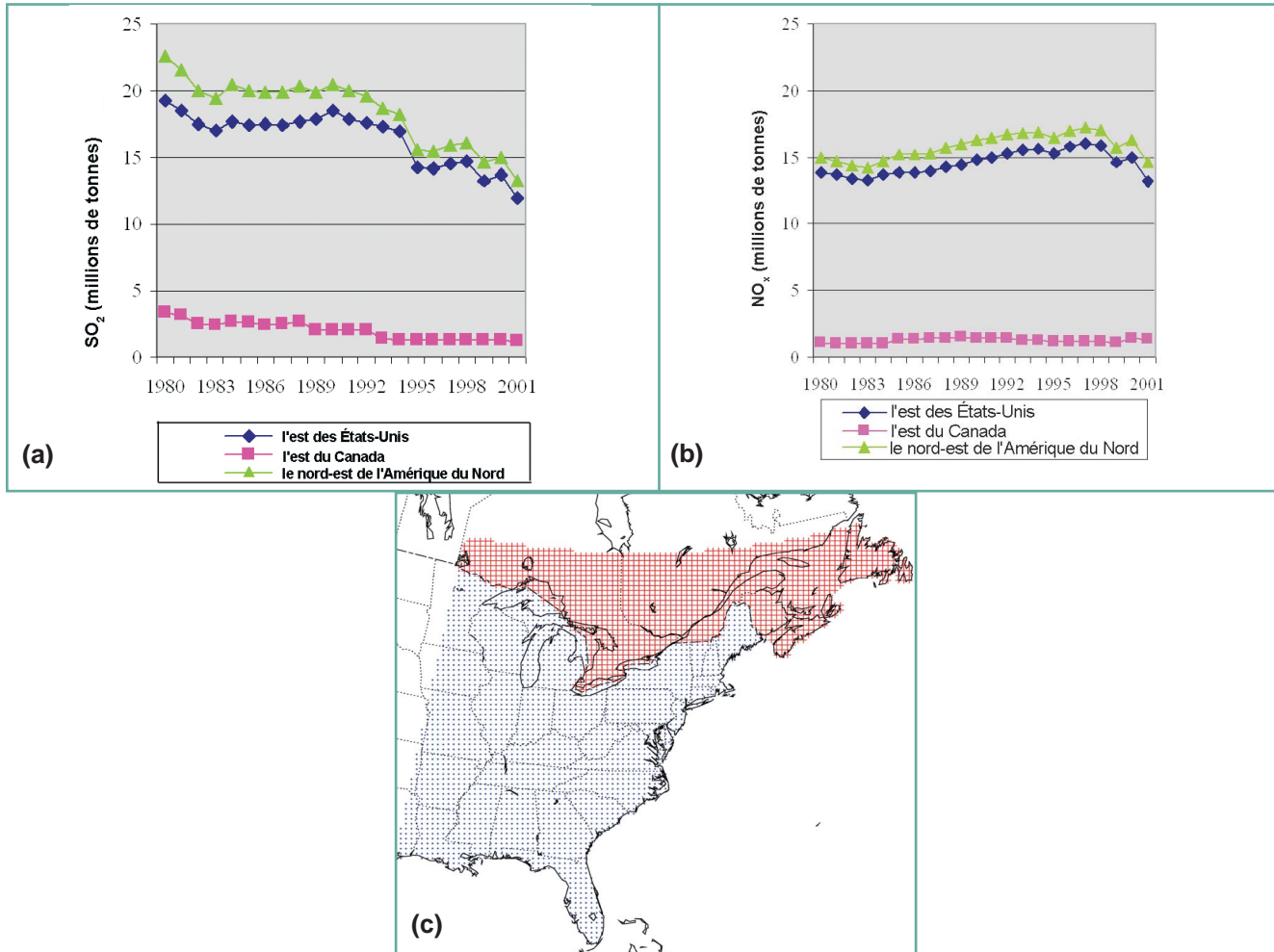


Figure 3.12. Émissions intégrées a) de SO₂, b) de NO_x, en Mt/a, dans l'est du Canada (ECN), l'est des États-Unis (EUS) et l'est de l'Amérique du Nord (ENA), de 1980 à 2001. On remarquera la forte baisse des émissions de SO₂ dans l'est des États-Unis en 1995 et en 1999 par suite des modifications des phases 1 et 2 apportées à la Clean Air Act des États-Unis. La zone d'intégration est représentée en médaillon (c).

flux de dépôts secs subissent l'influence des variations de la vitesse des dépôts secs et de leur concentration dans l'air ambiant. Ainsi, les tendances atmosphériques attribuables à l'évolution des émissions sont plus faciles à détecter à partir de la concentration de diverses espèces sulfurées et azotées dans l'air et dans les précipitations.

3.4.1 Tendances des émissions de SO₂ et de NO_x dans l'est de l'Amérique du Nord

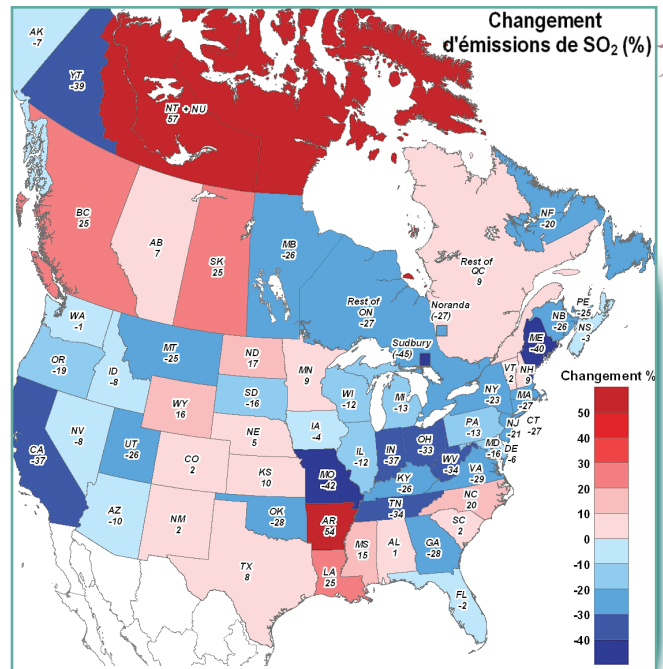
À titre de mise en contexte pour les analyses des tendances qui suivent, le lecteur pourra consulter les cartes d'émissions de SO₂ et NO_x en 1990 présentées à l'annexe A1, en gardant à l'esprit que les taux d'émissions ont changé depuis 1990, mais que la répartition des sources est demeurée la même. À partir de ce portrait de la répartition des émissions, on peut étudier

l'ampleur et la répartition des variations dans les émissions de SO₂ et de NO_x dans l'est du Canada et des États-Unis de 1980 à 2001 (les données sur les émissions après 2001 n'étant disponibles pour aucun des deux pays au moment de la rédaction). Dans l'est des États-Unis, les émissions de SO₂ (qui comptent pour plus de 90% des émissions totales de SO₂ dans l'est de l'Amérique du Nord) ont fortement baissé en 1995 et en 1999 à la suite des réductions d'émissions des phases 1 et 2 prescrites par le titre IV des modifications à la Clean Air Act des États-Unis. Dans l'est du Canada, les émissions de SO₂ (qui constituent moins de 10% des émissions totales de SO₂ dans l'est de l'Amérique du Nord) ont également diminué au cours des années 1990, mais lentement et progressivement, par opposition aux fortes baisses qui se sont produites aux États-Unis en 1995 et en 1999.

La figure 3.12 présente la tendance dans les émissions totales annuelles de SO₂, intégrée dans l'ensemble des états et provinces pour la période 1980-2001. Les données sur les émissions canadiennes, par province et par année, ont été obtenues d'Environnement Canada (1990) pour les années 1980 à 1984 et de la Direction des données sur la pollution d'Environnement Canada pour les années 1985 à 2001 (à noter que les valeurs des émissions pour 2000 et 2001 sont estimées plutôt que directement tirées de l'inventaire des émissions). Les données sur les émissions des États-Unis, par État et par année, viennent de l'USEPA. La figure montre que la quantité totale d'émissions de SO₂ dans l'est des États-Unis pour la période 1995-1998 (après les réductions de la phase 1) était de 18,3% inférieure à la quantité totale émise au cours de la période de 5 ans (1990-1994) précédant les réductions. De même, dans l'est du Canada, la moyenne des émissions de 1995 à 1998 a été de 24,2% plus faible que pour la période 1990-1994. Après les réductions de la phase 2 en 1999, les émissions de SO₂ dans l'est des États-Unis pour la période 1999-2001 ont encore chuté de 8,1% sous la moyenne des émissions de 1995 à 1998, tandis que les émissions dans l'est du Canada sont passées à 2,6% sous la moyenne de 1995 à 1998.

Il est important de souligner que, malgré la baisse marquée des émissions totales de SO₂ dans l'est des États-Unis en 1995, puis de nouveau en 1999 et en 2001, le taux de réduction des émissions a considérablement varié d'un État à l'autre. Par exemple, les émissions de SO₂ en Pennsylvanie ont chuté de 7% entre 1994 et 1995 et de 10% entre 1998 et 1999. En Ohio, cependant, les émissions ont chuté de 34% de 1994 à 1995 et de 27% de 1998 à 1999. L'Ohio, l'Illinois et plusieurs autres états ont même accru en 1996, 1997 et 1998 leurs émissions au-delà des taux de 1995 à la suite du commerce des crédits de pollution. La nature variable des émissions dans chaque état a d'importantes répercussions sur les tendances des concentrations dans l'air et les précipitations aux stations de mesure, car chaque station subit à un degré différent l'influence des émissions et des variations de celles-ci dans les états et provinces en amont (au vent).

La figure 3.13 présente plus en de détails sur l'évolution des émissions de SO₂ au cours de la décennie 1990. On y voit comment les moyennes évoluent pour les provinces et les états des émissions de SO₂ entre les deux périodes 1990-1994 (avant la phase 1 des réductions aux États-Unis) et 1996-2000 (y compris les phases 1 et 2 des réductions). Nous avons choisi ces deux périodes en fonction des périodes visées par notre analyse subséquente de l'évolution des dépôts humides de sulfate au cours de la



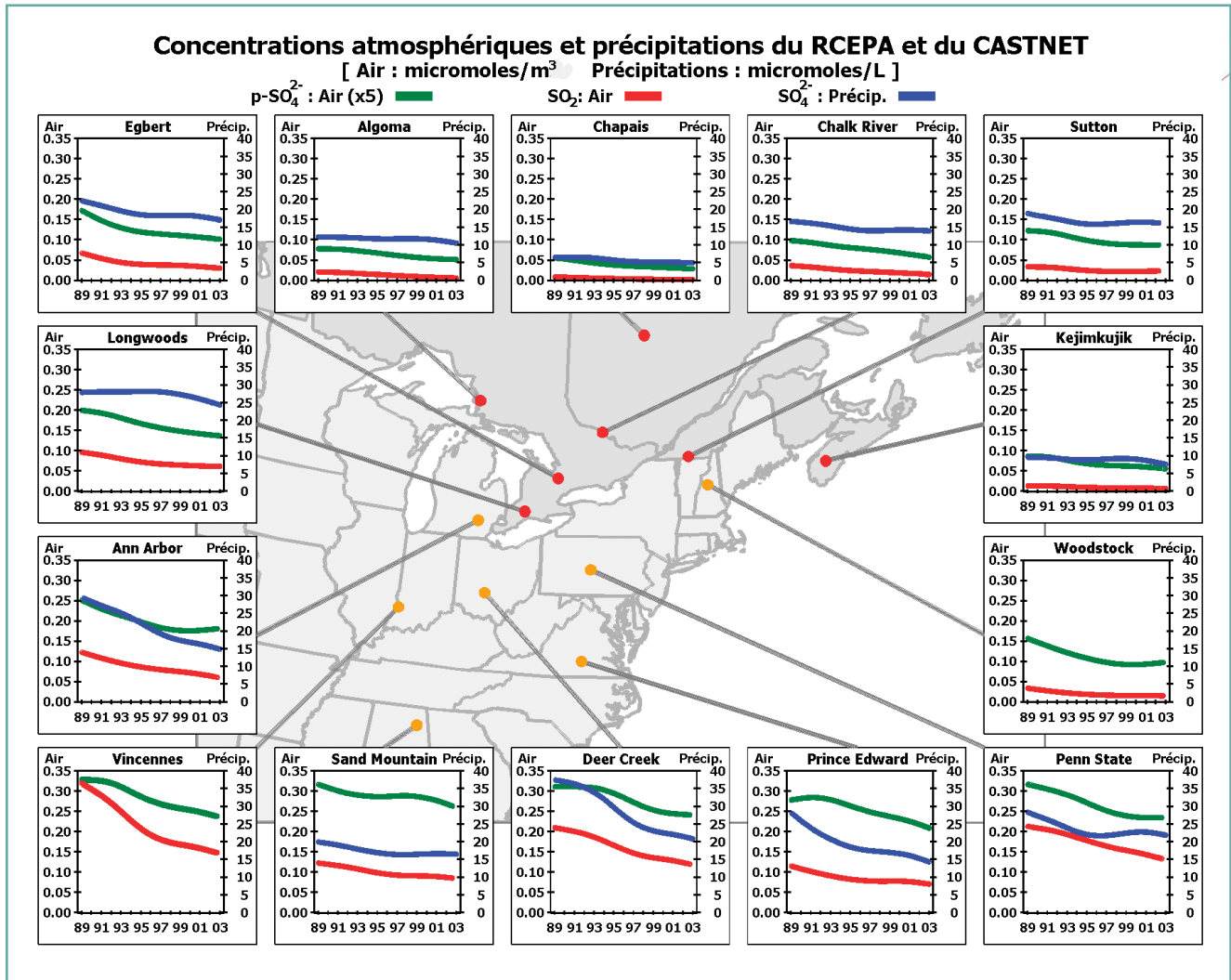


Figure 3.15. Tendances temporelles des concentrations de SO_2 et de SO_4^{2-} dans l'air et des concentrations de SO_4^{2-} dans les précipitations à certaines stations du RCEPA (au Canada) et du CASTNET (aux États-Unis). Les tendances ont été produites au moyen de la méthode du lissage de type noyau. Nous avons multiplié par 5 les concentrations de sulfate dans l'air afin de les mettre à l'échelle des autres espèces atmosphériques. Vincennes et Woodstock ne produisent pas de données sur la composition chimique des précipitations.

3.4.2.1 Analyse qualitative des tendances aux stations de mesure du Canada et des États-Unis

Pour réaliser la présente analyse, nous avons procédé par inspection visuelle des tendances temporelles des espèces de S et de N mentionnées plus haut évaluées à certaines stations de mesure en milieu rural ou isolé du RCEPA au Canada et du CASTNET aux États-Unis (www.epa.gov/castnet). La figure 3.15 indique les tendances temporelles produites au moyen de la méthode du lissage de type noyau. Il s'agit d'une méthode de lissage perfectionnée des moyennes pondérées mobiles (voir les détails dans Sirois, 1998). Dans notre application, nous avons utilisé une bande passante de 4 ans et un schéma de pondération qui réduit les erreurs attribuables à l'effet de bord du début et de la fin des séries.

Cependant, comme toutes les techniques de séries chronologiques, les courbes de tendance au début et à la fin des séries sont les plus incertaines; il faut donc les interpréter avec prudence. Les tendances au Canada et aux États-Unis sont illustrées aux figures 3.15 et 3.16; elles mettent en lumière le fait que les deux pays ont en commun le même bassin atmosphérique, où l'influence des émissions des deux pays se fait se sentir. On remarquera, pour les tendances des précipitations de SO_4^{2-} à la figure 3.15, qu'il s'agit en fait de nsmSO_4^{2-} .

La diversité de formes des courbes de tendance selon la station reflète le fait que chaque site subit l'influence de sources d'émissions de SO_2 différentes, qui ont toutes évolué

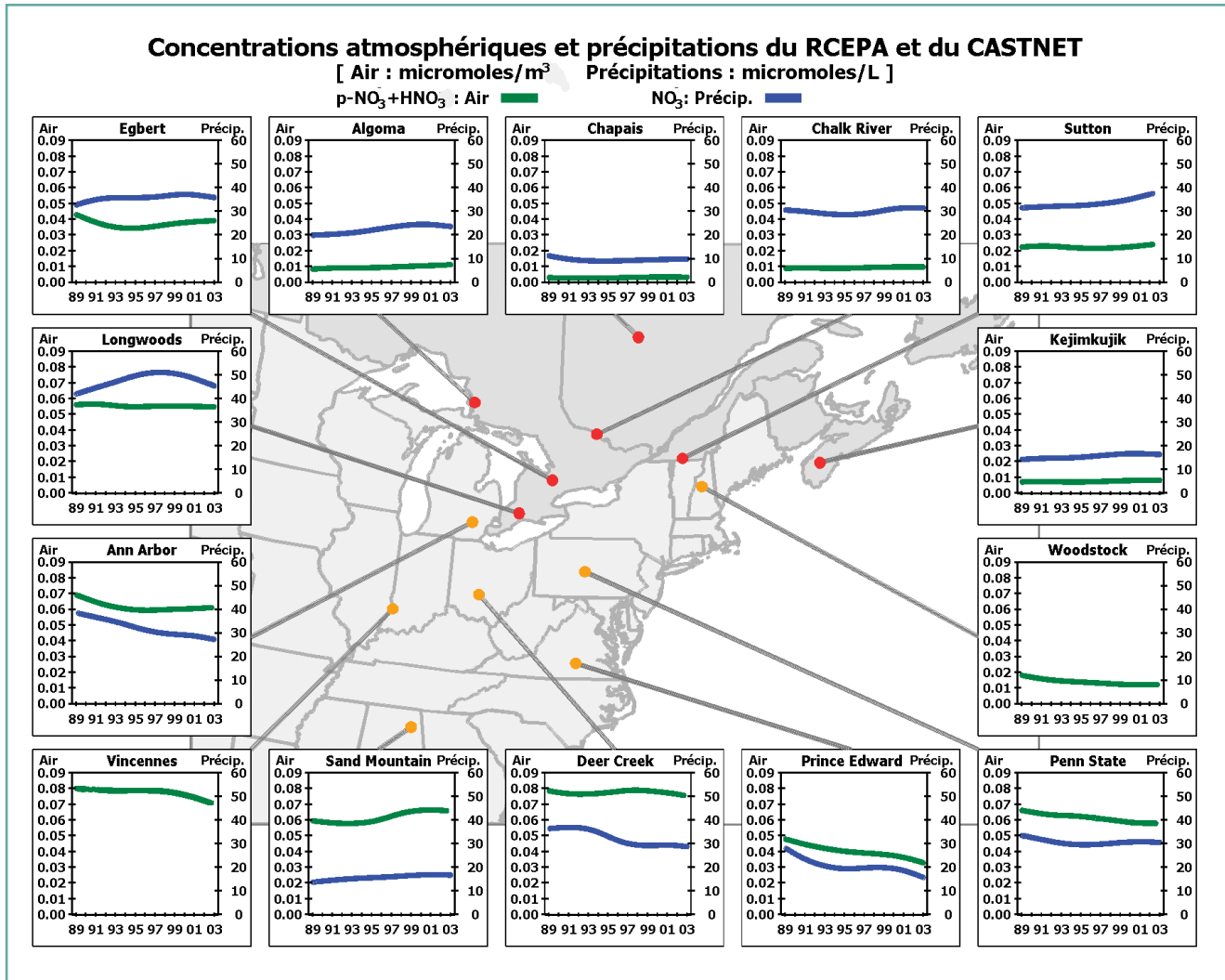


Figure 3.16. Tendances temporelles des concentrations de NO_3^- total ($\text{HNO}_3 + \text{p-NO}_3^-$) dans l'air et des concentrations de NO_3^- dans les précipitations à certaines stations du RCEPA et du CASTNET. Les tendances ont été produites au moyen de la méthode du lissage de type noyau. Vincennes et Woodstock ne produisent pas de données sur la composition chimique des précipitations.

à des rythmes différents dans les années 1990 (voir la figure 3.13). Par exemple, les stations de mesure du CASTNET en Indiana, en Ohio et en Pennsylvanie, qui sont situées dans la région d'émissions maximales des États-Unis, présentent des concentrations plus élevées et des déclin nettement plus marqués du début à la fin des années 1990 que les stations plus éloignées de la vallée de l'Ohio. Les concentrations ambiantes de SO_2 et de p-SO_4^{2-} et leur taux de déclin respectif sont généralement beaucoup plus faibles aux stations canadiennes qu'aux stations des États-Unis. Font exception à cette règle deux stations du RCEPA du sud-ouest de l'Ontario (Longwoods et Egbert), qui subissent de plein fouet l'influence des fortes émissions provenant de cette région de l'Ontario et de la vallée de l'Ohio. Les tendances temporelles présentées à la figure 3.15 confirment l'idée que les

concentrations atmosphériques de SO_2 et de p-SO_4^{2-} et les concentrations de nsmSO_4^{2-} dans les précipitations, dans l'est du Canada et des États-Unis, ont diminué à la suite des fortes réductions des émissions survenues au cours des années 1990. Ces résultats concordent avec ceux de Holland et al. (2000) et de Lynch et al. (2000).

Bien que les courbes de tendance des concentrations atmosphériques de SO_2 et de p-SO_4^{2-} montrent une certaine similitude, il est intéressant de remarquer que les courbes des concentrations de nsmSO_4^{2-} dans les précipitations diffèrent généralement de celles des concentrations atmosphériques. En fait, à plusieurs stations des deux pays, les concentrations de SO_4^{2-} dans les précipitations ont eu tendance à diminuer de 1990 à 1995, puis à se stabiliser, voire à augmenter légèrement

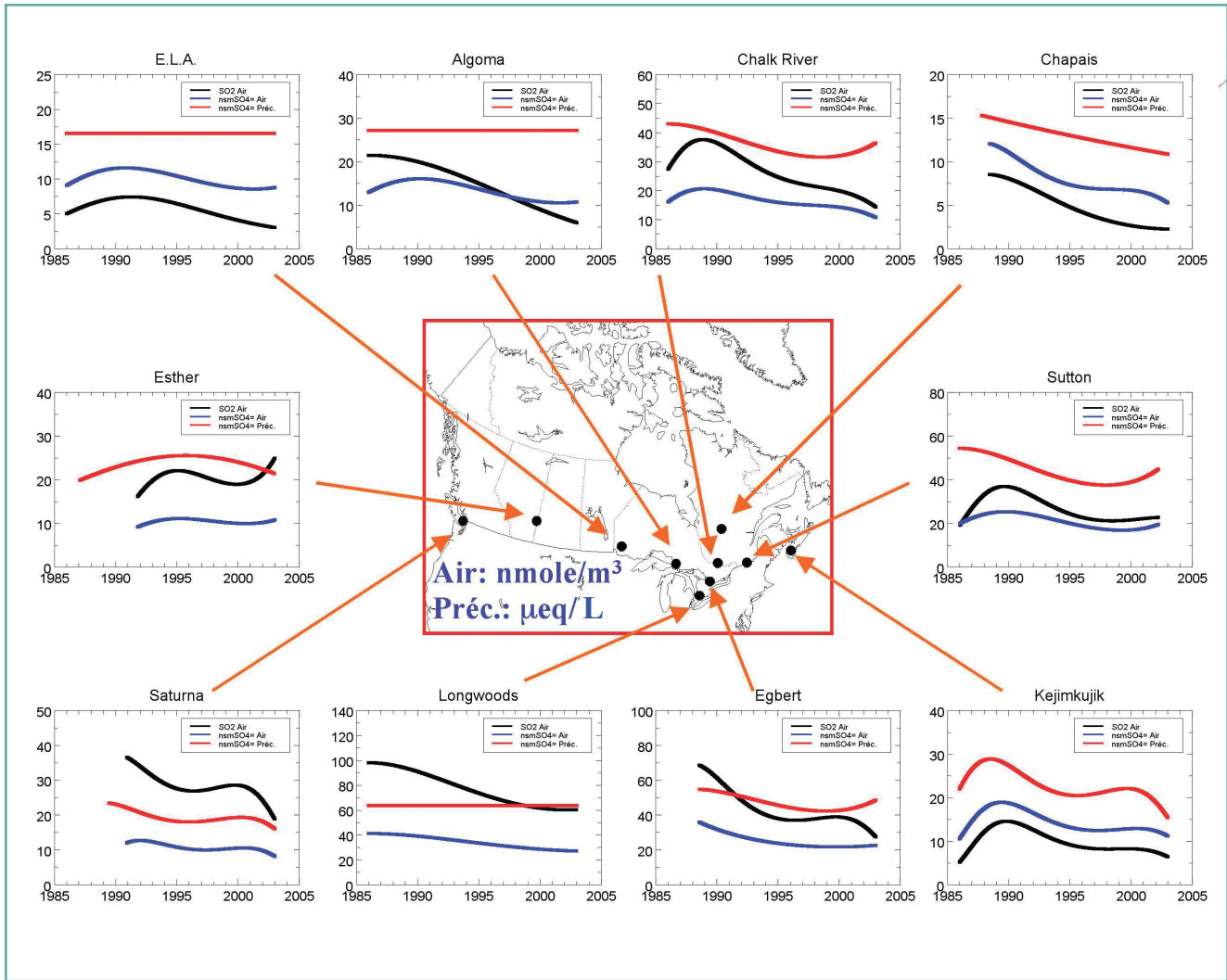


Figure 3.17. Tendances temporelles à long terme des concentrations de SO_2 et de nsmSO_4^{2-} dans l'air et de nsmSO_4^{2-} dans les précipitations aux stations du RCEPA. Les tendances ont été produites à partir d'un modèle géométrique de série chronologique par les moindres carrés publié par Sirois (1993).

de 1995 au début des années 2000. On s'explique mal ce phénomène, qui vraisemblablement semble lié aux interactions complexes des concentrations ambiantes elles-mêmes liées à la conversion chimique dans les nuages, la formation des précipitations et le lessivage par les précipitations.

Contrairement aux courbes de tendance du SO_2 et du p-SO_4^{2-} , les tendances du NO_3^- total dans l'air ($\text{HNO}_3 + \text{p-NO}_3^-$) et du NO_3^- dans les précipitations ne présentent guère de régularité d'une station à l'autre ou même à une station donnée (figure 3.16). L'absence de tendance systématique concorde avec le peu de variations dans les émissions de NO_x observées au cours de la décennie 1990.

3.4.2.2 Analyse quantitative des tendances aux stations de mesure canadiennes

La figure 3.15 montre qualitativement que les concentrations de S dans l'air et dans les précipitations ont généralement diminué au cours des années 1990 dans la majeure partie de l'est de l'Amérique du Nord. Pour évaluer si les baisses sont statistiquement significatives, nous avons réalisé une analyse statistique quantitative afin d'estimer l'ampleur et la signification des baisses constatées aux stations du RCEPA (au Canada seulement). Le tableau 3.1 présente les résultats sous forme d'écart en pourcentage des concentrations des principaux ions entre les périodes 1990-1994 et 1998-2002. Les écarts en pourcentage indiqués dans ce tableau correspondent aux différences entre les valeurs moyennes des tendances de 1990-1994 et de 1998-2002 présentées aux

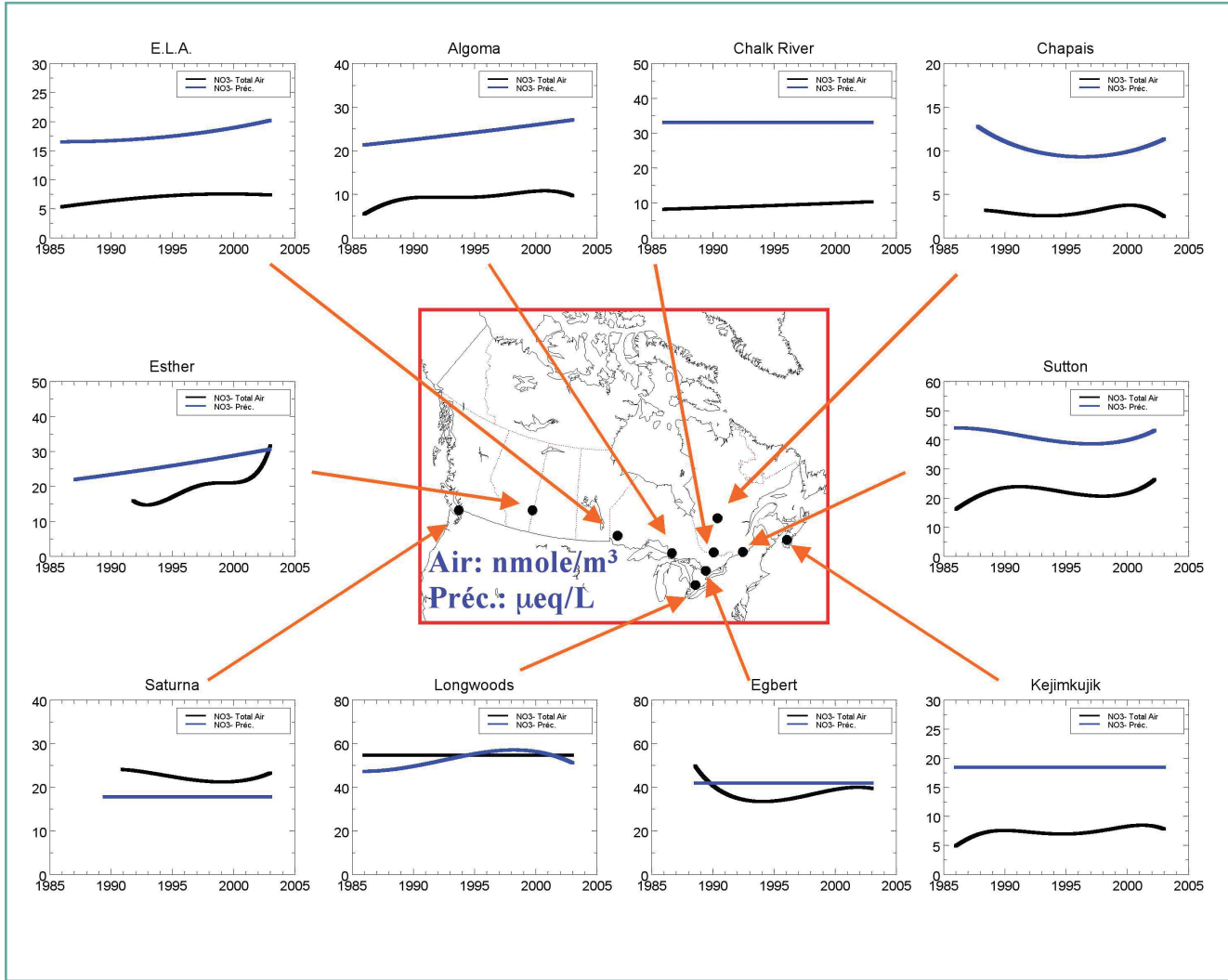


Figure 3.18. Tendances temporelles à long terme des concentrations de NO_3^- total ($\text{HNO}_3 + \text{p-NO}_3^-$) dans l'air et de NO_3^- dans les précipitations aux stations du RCEPA. Les tendances ont été produites à partir d'un modèle géométrique de série chronologique par les moindres carrés publié par Sirois (1993).

figures 3.17 et 3.18, divisées par la valeur moyenne de 1990-1994 et multipliées par 100. On remarquera toutefois les exceptions aux périodes de 5 ans ayant servi à l'établissement des valeurs moyennes à Sutton, Saturna et à Esther, comme il est précisé dans les notes du tableau 3.1. Nous avons calculé les courbes de tendance selon le modèle géométrique de série chronologique par les moindres carrés, publié dans Sirois (1993).

Il est important de souligner que ce modèle géométrique de série chronologique par les moindres carrés comprend un terme qui tient compte de l'autocorrélation et, dans le cas des tendances des précipitations, un terme qui tient compte de la relation inverse entre la concentration en ions et la quantité de précipitations. Cela signifie que dans les tendances moyennes (figures 3.17 et 3.18) ayant servi à calculer les écarts

indiqués au tableau 3.1, on a tenu compte par définition des périodes de précipitations fortes ou faibles, car ces périodes sont susceptibles d'induire des tendances artificielles dans la série chronologique des concentrations. En revanche, la méthode de lissage de type noyau ayant servi à générer les tendances indiquées aux figures 3.15 et 3.16 ne tient compte ni de l'autocorrélation, ni de la relation inverse entre la quantité des précipitations et la concentration en ions. Le lecteur doit remarquer que les écarts de pourcentage indiqués au tableau 3.1 sont statistiquement significatifs, car les courbes de tendance dont ils sont dérivés étaient nettement différentes à un niveau de confiance de 95%.

À ce stade de l'exposé, il serait utile de dire quelques mots des répercussions potentielles que peut avoir l'effet de bord

Tableau 3.1. Écart de pourcentage des tendances moyennes sur 5 ans du SO₂ et du nsmSO₄²⁻ dans l'air et du nsmSO₄²⁻ dans les précipitations entre les périodes 1990-1994 et 1998-2002, sur la base des tendances obtenues par le modèle géométrique des séries chronologiques par les moindres carrés et présentées aux figures 3.17 et 3.18. Les écarts correspondent à la concentration moyenne en 1998-2002, moins la concentration moyenne en 1990-1994, divisée par la concentration moyenne en 1990-1994. Toute valeur non nulle indique la présence d'un écart statistiquement significatif; une valeur de zéro indique l'absence d'écart statistiquement significatif.

Station	Écart de pourcentage entre les courbes de tendance moyenne des périodes 1990-1994 et 1998-2002				
	Air ambiant			Précipitations	
	SO ₂	nssSO ₄ ²⁻	Total-NO ₃	nssSO ₄ ²⁻	NO ₃
Est du Canada					
ELA	-45,2	-22,2	9,3	0	12,4
Algoma	-51,7	-28,7	12,7	0	11,9
Longwoods	-25,2	-22,0	0	0	5,4
Egbert	-22,9	-19,2	10,5	-11,8	0
Chalk River	-37,6	-24,3	11,7	-10,1	0
Sutton	-29,5 ¹	-24,5 ¹	-4,2 ¹	-10,0 ¹	-0,8 ¹
Kejimkujik	-34,0	-21,0	12,9	-11,4	0
Ouest du Canada					
Saturna	-16,4 ²	-16,3 ²	-7,0 ²	-8,3	0
Esther	0,43	-2,5 ³	47,4 ³	-3,9	18,1

¹ Sutton: La station ayant cessé ses activités en 2002, on a utilisé une moyenne sur 4 ans de 1998 à 2001 au lieu d'une moyenne sur 5 ans.

² Saturna: On a utilisé une moyenne sur 4 ans, de 1991 à 1994, au lieu d'une moyenne sur 5 ans, car 1991 était la première année complète de mesure des concentrations atmosphériques.

³ Esther: On a utilisé une moyenne sur 3 ans, de 1992 à 1994, car 1992 était la première année complète de mesure des concentrations atmosphériques.

sur la valeur des écarts en pourcentage indiqués au tableau 3.1. Ici, l'expression « effet de bord » renvoie à l'impact des données manquantes aux deux extrémités de la série chronologique. Bien que la plupart des techniques de lissage (p. ex., la méthode de lissage de type noyau ayant servi à produire les figures 3.15 et 3.16) tentent de réduire mathématiquement les effets de bord, le modèle des moindres carrés utilisé pour cette analyse est moins sensible que d'autres aux effets de bord. Cela vient du fait que les courbes de tendance sont produites à partir du meilleur ajustement par les moindres carrés des données disponibles et qu'elles ne sont donc pas fondées sur un schéma de pondération utilisant des données non disponibles à l'extérieur de la période temporelle. Malgré cela, la courbe de tendance au début et à la fin de la série chronologique est la plus incertaine de l'analyse. Heureusement, les valeurs moyennes de la période 1990-1994 ne sont pas soumises aux effets de bord aux stations indiquées au tableau 3.1 (sauf à Saturna et à Esther pour les valeurs de SO₂, de SO₄²⁻ et de NO₃ total dans l'air) parce que les séries chronologiques ont débuté avant 1990. Les stations qui font exception présentent donc un degré d'incertitude accru en raison des effets de bord et du plus faible nombre d'années de la période de moyennage. De même, les effets de bord à la fin des séries chronologiques (à la fin de 2002) accroissent le degré d'incertitude des résultats; il faut en tenir compte dans

l'interprétation des valeurs présentées au tableau 3.1. Heureusement, la moyenne sur 5 ans réduit le risque d'erreur causée par un effet de bord parce qu'une seule année sur cinq est très vulnérable à ce genre d'erreur. Il est donc très peu probable que les résultats de cette analyse (dont il sera question dans les deux prochaines sections) changent beaucoup après l'ajout de données ultérieures.

3.4.2.2.1 Soufre

Les écarts de concentration entre les deux périodes visées par le tableau 3.1 confirment statistiquement que les concentrations de SO₂ ont diminué entre 1990-1994 et 1998-2002 à toutes les stations de surveillance des concentrations atmosphériques du RCEPA dans l'est du Canada. Dans le tableau, les valeurs d'écart non nul signifient que les tendances utilisées pour calculer les valeurs sont statistiquement significatives, tandis que les valeurs nulles indiquent que les tendances ne sont pas statistiquement significatives (sur la base du modèle géométrique des tendances temporelles). Des baisses de l'ordre de 20 à 30% se sont produites aux stations du RCEPA situées dans les régions à forte concentration du sud de l'Ontario et du Québec (Longwoods, Egbert et Sutton), de 40 à 60% dans les régions à faible concentration du nord de l'Ontario et du Québec (ELA, Algoma, Chalk River, Chapais), et de 34% à la station de Kejimkujik, en Nouvelle-Écosse.

Dans l'ouest du Canada, la station d'Esther (Alberta) présente généralement peu d'écart dans les concentrations de SO_2 entre les deux périodes (0,4%). Fait intéressant, les émissions totales de SO_2 , en Alberta ne présentent elles non plus aucun écart net entre les deux périodes. En revanche, à la station de l'île Saturna (Colombie-Britannique), on observe une chute de 16% des concentrations de SO_2 , malgré l'augmentation d'environ 25% des émissions totales de SO_2 en Colombie-Britannique entre 1990-1994 et 1998-2001. Ceci laisse supposer que l'évolution des émissions totales de SO_2 en Colombie-Britannique ne correspondrait pas à celle des émissions aux sources qui influent directement sur la station de Saturna (c.-à-d. les sources situées principalement dans le District régional de Vancouver et de l'État de Washington).

Les concentrations atmosphériques de p-SO_4^{2-} ont également diminué entre 1990-1994 et 1998-2002 à la plupart des stations de l'est du Canada, bien que l'ampleur de la baisse des concentrations de p-SO_4^{2-} ait généralement été moindre que dans le cas du SO_2 . Aux stations dont les données remontent jusqu'à 1986, les courbes de tendance de SO_2 et de p-SO_4^{2-} se ressemblent beaucoup (voir la figure 3.17). En fait, les concentrations de SO_2 et de p-SO_4^{2-} atteignent un sommet à peu près en même temps, soit de 1988 à 1992, puis diminuent lentement par la suite. La coïncidence des pics de SO_2 et de p-SO_4^{2-} et les tendances à la baisse subséquentes prouvent avec un certain niveau de confiance que la baisse des concentrations de SO_2 et de nsmsO_4^{2-} au cours de la décennie 1990 a un lien, dans les deux cas, avec la baisse des émissions de SO_2 .

La station d'Esther (Alberta) présente une baisse peu importante, mais statistiquement significative, des concentrations de p-SO_4^{2-} entre les deux périodes (-2,5%), ce qui est également le cas des concentrations de SO_2 (-0,4%). À l'île Saturna, les concentrations de nsmsO_4^{2-} ont diminué de 16% entre les deux périodes, soit exactement le même écart que pour le SO_2 .

Sur la base du tableau 3.1, il est clair que les concentrations ambiantes de SO_2 et de p-SO_4^{2-} dans l'est du Canada ont connu une baisse marquée entre 1990-1994 et 1998-2002. Le déclin du p-SO_4^{2-} a été de 13% à 32% moindre que celui du SO_2 , selon la station. Il n'y a qu'aux stations du sud de l'Ontario et du Québec (Longwoods, Egbert et Sutton) que la baisse des valeurs de p-SO_4^{2-} est égale à celle des valeurs de SO_2 (soit de l'ordre de $\pm 5\%$). Reid et al. (2001) soulignent que, dans plusieurs études antérieures, on a constaté des tendances du p-SO_4^{2-} inférieures à celles du SO_2 aux stations du Canada et des États-Unis. Les auteurs proposent plusieurs

explications à ce phénomène, la plus probable étant en l'occurrence le p-SO_4^{2-} qui parce qu'il est un polluant secondaire résiderait plus longtemps dans l'atmosphère que le SO_2 . Autrement dit, les concentrations de p-SO_4^{2-} et de SO_2 à une station donnée, surtout si elle est éloignée des principales sources de SO_2 , sont probablement associées à diverses régions sources dont les émissions fluctuent pour chacune d'elles. Cette explication concorde avec le fait que les stations de Longwoods, Egbert et Sutton, qui sont toutes situées à proximité des principales régions émettrices de SO_2 de l'est de l'Amérique du Nord, connaissent des taux de déclin du SO_2 et du p-SO_4^{2-} semblables, tandis que les autres stations, où le déclin du p-SO_4^{2-} est moindre que celui du SO_2 , sont situées plus loin des principales sources d'émissions et sont probablement touchées par plusieurs régions sources de SO_2 et de p-SO_4^{2-} . Comme les tendances des émissions variaient d'un état à l'autre au cours des années 1990 (comme nous l'avons vu plus haut), il semble raisonnable que les régions émettrices de SO_2 et de p-SO_4^{2-} contribuent, à des degrés variables, aux tendances des concentrations atmosphériques de SO_2 et de p-SO_4^{2-} d'une station à l'autre. C'est ce que nous confirmerons plus loin, à la section 3.5 sur l'attribution des sources.

Comme dans le cas du p-SO_4^{2-} dans l'air, les concentrations de nsmsO_4^{2-} dans les précipitations présentent un net déclin entre 1990-1994 et 1998-2002 dans l'est du Canada. Cependant, ces baisses ne s'observent pas à toutes les stations du RCEPA et elles ont généralement moins d'ampleur que le déclin du p-SO_4^{2-} dans l'air. Les courbes de tendance de la figure 3.17 indiquent que les stations d'Egbert, Chalk River, Chapais, Sutton et Kejimikujik ont connu des tendances à la baisse statistiquement significatives, malgré la légère hausse observée à Egbert, Chalk River et Sutton après 1999. L'ampleur du déclin entre 1990-1994 et 1998-2002 à Egbert, Chalk River, Chapais, Sutton et Kejimikujik varie de 10% à 17% (voir le tableau 3.1), soit environ 7% à 15% de moins que les baisses de concentration du p-SO_4^{2-} dans l'air. Curieusement, on n'a observé aucune tendance statistiquement significative à ELA, Algoma et Longwoods, alors que ces stations ont connu une baisse très marquée des concentrations de SO_2 et de nsmsO_4^{2-} dans l'air.

Le fait que les concentrations de nsmsO_4^{2-} dans les précipitations ont connu une baisse moindre que celles de SO_2 et de p-SO_4^{2-} dans l'air est sans doute lié à la complexité des processus atmosphériques qui mènent aux dépôts humides de sulfate – des processus qui mettent en jeu des interactions complexes entre des émissions qui varient dans le temps et dans l'espace, et le transport, la dispersion, la



formation d'oxydants, la transformation chimique homogène, la transformation chimique hétérogène, la formation de nuages, la transformation dans les nuages, le lessivage par les précipitations et la dynamique des précipitations. Nous concluons donc, sur la base du tableau 3.1, que plus le cycle atmosphérique des espèces du soufre est complexe, moins l'effet des réductions des émissions de SO_2 sera direct; autrement dit, les réductions des émissions de SO_2 produisent des baisses relatives des concentrations de SO_2 dans l'air plus marquées que de celles de p-SO_4^{2-} dans l'air et de nsmSO_4^{2-} dans les précipitations. Cela signifie que, si les émissions de SO_2 diminuent, les dépôts secs de soufre diminueront plus vite que les dépôts humides de cet élément, dans la mesure où tous les autres facteurs (p. ex., les conditions météorologiques) demeurent constants. Cela implique que les réductions des émissions de SO_2 doivent être plus marquées pour produire la même baisse en pourcentage des dépôts humides de soufre que des dépôts secs de SO_2 et de p-SO_4^{2-} .

À Esther dans l'ouest du Canada, les concentrations de p-SO_4^{2-} dans les précipitations ont très peu varié (< 4%) entre 1990-1994 et 1998-2002, bien que la courbe de tendance indique que les concentrations ont atteint un sommet au cours de la période 1995-1996 (figure 3.17). Cette absence de changement concorde avec ce qu'on observe du SO_2 et du p-SO_4^{2-} dans l'air. À l'île Saturna, les concentrations de nsmSO_4^{2-} dans les précipitations ont baissé de 8% entre les deux périodes, soit deux fois moins que les concentrations de SO_2 et de p-nsmSO_4^{2-} dans l'air. Les courbes de tendance de la figure 3.17 laissent supposer que les concentrations de SO_2 et de p-SO_4^{2-} ont légèrement fléchi depuis 2000.

3.4.2.2.2 Azote

Pour ce qui est de la teneur totale en nitrate ($\text{HNO}_3 + \text{p-NO}_3$) dans l'air, on observe une hausse de 9% à 13% entre 1990-1994 et 1998-2002 dans la plupart des stations de l'est du Canada (ELA, Algoma, Egbert, Chalk River et Kejimikujik), comme l'indiquent le tableau 3.1 et la figure 3.18. Font exception Chapais, dans le nord du Québec, où la hausse est de 31%, Longwoods, dans le sud-ouest de l'Ontario, où aucune tendance significative ne se dégage, et Sutton, dans le sud du Québec, qui a connu une baisse de 4%. La forte hausse en pourcentage observée à Chapais demeure inexplicable; elle pourrait découler du fait que les concentrations à cette station sont si faibles que la moindre hausse produit un fort écart en pourcentage. L'absence de tendance à Longwoods et la faible baisse des concentrations à Sutton (-4,2%) sont probablement dues à la stabilité des émissions de NO_x provenant des sources qui exercent le plus d'influence sur ces stations.

Pour ce qui est de la teneur en nitrates des précipitations aux stations du RCEPA dans l'est du Canada, toutes les stations sauf ELA et Algoma ne présentent aucune tendance significative ou n'ont connu que des écarts minimes (de -1% à +5%) entre les deux périodes. Cette stabilité relative concorde avec d'autres observations: d'une part, dans l'est de l'Amérique du Nord, les émissions n'ont varié que peu d'une période à l'autre; d'autre part, les écarts de concentration du NO_3^- lessivé par les précipitations traduisent moins de sensibilité aux fluctuations des émissions que dans le cas des concentrations atmosphériques (comme on l'a vu pour la teneur en sulfate des précipitations). Les fortes hausses enregistrées à ELA et Algoma peuvent s'expliquer par le fait que de 1990-1994 à 1996-2000, les émissions de NO_x ont en fait augmenté dans les états de l'Ouest qui exercent une forte influence sur ces stations, soit le Minnesota, le Wisconsin, l'Idaho, le Missouri et l'Illinois. Nous confirmons l'influence de ces états à la section 3.5.

Dans l'ouest du Canada, la concentration totale de NO_3^- dans l'air a évolué très différemment aux stations d'Esther (Alberta) et de Saturna (C.-B.). À Esther, la concentration totale en nitrate s'est accrue de 47% d'une période à l'autre, probablement à cause de l'augmentation des émissions dans les régions sources ayant le plus d'influence sur la station; en général, elle concorde avec la hausse de 22% des émissions totales de NO_x en Alberta observée entre 1990-1994 et 1998-2001 (on se souvient que nous n'avons pas inclus les données de 2002 dans ce calcul parce qu'elles n'étaient pas encore disponibles). La teneur en nitrates des précipitations à Esther a aussi connu une hausse marquée (18%) d'une période à l'autre. À Saturna, la teneur en nitrate a légèrement fléchi (7%) entre 1990-1994 et 1998-2002. Les émissions totales correspondantes en C.-B. ont diminué de 6% d'une période à l'autre. Quant à la teneur en nitrate des précipitations, on n'observe aucune variation significative entre les deux périodes – ce qui concorde également avec le fait que la teneur en ions des précipitations ne semble pas réagir aussi directement à l'évolution des émissions que les concentrations présentes dans l'atmosphère.

En résumé, les sections 3.4.2.2.1 et 3.4.2.2.2 indiquent que les concentrations de SO_2 et de p-SO_4^{2-} dans l'air et la teneur des précipitations en nsmSO_4^{2-} ont diminué à la plupart des stations de l'est du Canada entre 1990-1994 et 1998-2002. Malgré l'absence de preuve de causalité, on suppose que ces baisses ont un lien direct avec la réduction générale des émissions de SO_2 dans l'est de l'Amérique du Nord. En revanche, la teneur en nsmSO_4^{2-} des précipitations semble n'avoir pas décliné aussi rapidement que les concentrations de SO_2 et de p-SO_4^{2-} dans l'air. Cela signifie que les réductions des



émissions de SO_2 ont un effet plus marqué sur les dépôts secs de S que sur les dépôts humides de S. La teneur totale en nitrate dans l'air et dans les précipitations aux stations de l'est du Canada a peu évolué entre les deux périodes – ce qui concorde avec la stabilité relative des émissions de NO_x observée dans l'est de l'Amérique du Nord d'une période à l'autre.

3.4.3 Relation entre l'évolution des émissions et les variations temporelles de la distribution à grande échelle des dépôts humides

Dans cette section, nous analysons la relation entre les émissions de SO_2 et de NO_x qui affectent l'est de l'Amérique du Nord et la distribution à grande échelle des dépôts humides de nsmSO_4^{2-} et de NO_3^- . Nous partons de l'hypothèse que, si une telle relation existe, l'évolution des émissions au cours des années 1990 devrait se traduire par des variations dans la distribution à grande échelle des dépôts humides.

3.4.3.1 Relation entre l'évolution de la distribution des dépôts humides et celle des émissions

Nous allons d'abord évaluer l'évolution de la distribution des dépôts humides de nsmSO_4^{2-} et de NO_3^- .

3.4.3.1.1 Soufre

Nous avons établi à la section 3.4.2 que la teneur en nsmSO_4^{2-} de l'air et des précipitations aux diverses stations de mesure de l'est du Canada a diminué de 1990 au début des années 2000 en réaction directe aux réductions des émissions de SO_2 . On peut donc raisonnablement se demander si la distribution

spatiale à grande échelle des dépôts humides de nsmSO_4^{2-} dans l'est de l'Amérique du Nord reflète cette évolution. L'analyse qui suit montre qu'en effet, la distribution spatiale à grande échelle des dépôts humides de nsmSO_4^{2-} a évolué. C'est ce qu'illustre la figure 3.19, qui présente la distribution moyenne sur 5 ans des dépôts humides de nsmSO_4^{2-} pour les périodes 1990-1994 (avant les fortes réductions d'émissions indiquées à la figure 3.11) et 1996-2000 (une période qui inclut les phases 1 et 2 des réductions des émissions de SO_2 aux États-Unis). On remarquera que nous avons choisi d'examiner la période 1996-2000 pour cette analyse (plutôt que la période 1998-2002, qui a servi à notre analyse précédente, à la section 3.4.1), parce que les données recueillies par les provinces après 2000 ne suffisent pas à produire des distributions à grande échelle assez fiables.

La comparaison de la distribution moyenne sur 5 ans des dépôts humides entre les périodes 1990-1994 et 1996-2000 nous mène à conclure que les dépôts humides de nsmSO_4^{2-} ont diminué sur une vaste portion de l'est de l'Amérique du Nord. On remarquera particulièrement les changements suivants:

- ⇒ La zone de dépôt de 30 à 35 kg de SO_4^{2-} /ha/a qui était apparue en 1990-1994 dans l'est de l'Ohio et l'ouest de la Pennsylvanie a complètement disparu en 1996-2000.
- ⇒ La zone de dépôts de 25 à 30 kg de SO_4^{2-} /ha/a observée en 1990-1994 a complètement disparu en 1996-2000 dans le sud-est du Canada et nettement rétréci dans la portion est des États-Unis, se limitant désormais à une région peu étendue de l'est de l'Ohio et de l'ouest de la Pennsylvanie.

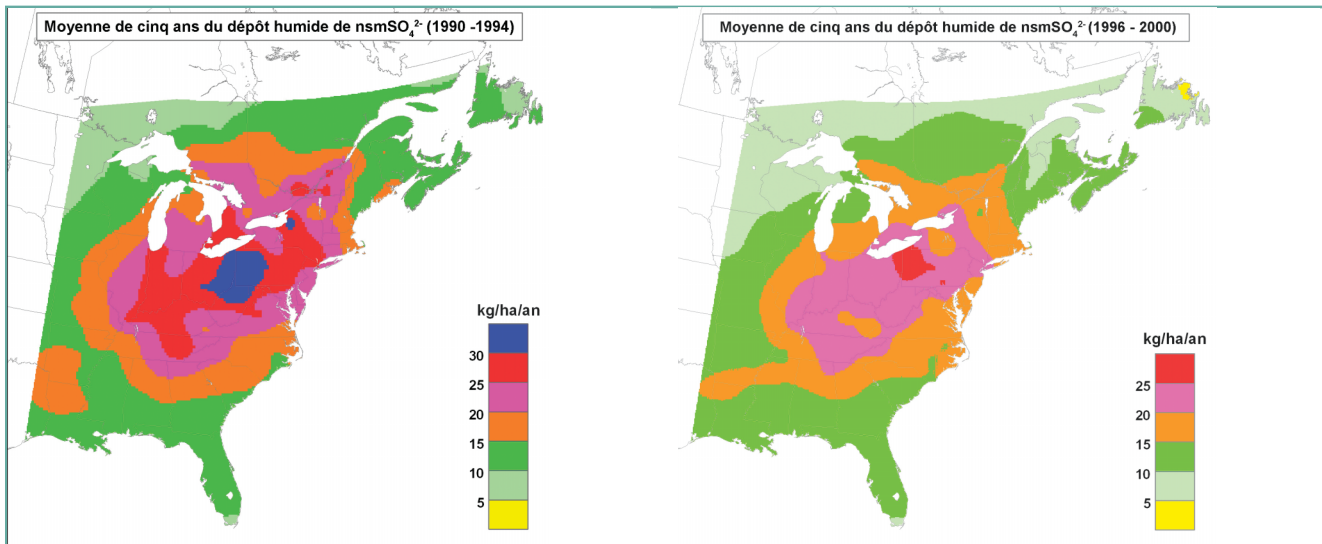


Figure 3.19. Évolution de la distribution spatiale des dépôts humides de nsmSO_4^{2-} (en kg/ha/a) dans l'est de l'Amérique du Nord, du début à la fin de la décennie 1990. La carte a) illustre la distribution moyenne sur 5 ans des dépôts humides pour la période 1990-1994; la carte b) illustre la distribution moyenne sur 5 ans pour la période 1996-2000.



Les régions délimitées par les isoplèthes de 20 à 25 et de 15 à 20 kg de SO_4^{2-} /ha/a ont rétréci tant dans l'est du Canada que dans l'est des États-Unis. Dans l'est du Canada, les deux régions ont régulièrement perdu en superficies affectées du début des années 1980 à la fin des années 1990. En fait, la superficie de la région de 20-25 kg de SO_4^{2-} /ha/a s'est approchée de zéro après 1998 (on trouvera à la figure 3.20 une indication graphique des variations annuelles dans ces régions). Au plan quantitatif, cela signifie que la région qui recevait 15 kg de SO_4^{2-} /ha/a ou plus s'est réduite de 39% de 1990-1994 à 1996-2000 et celle qui recevait 20 kg de SO_4^{2-} /ha/a ou plus s'est réduite de 76%. Cette évolution indique clairement qu'il s'est produit d'importantes réductions dans la configuration à grande échelle des dépôts de nsmSO_4^{2-} dans l'est du Canada; elle confirme donc aussi la réussite des programmes de réduction des émissions de SO_2 mis en place au Canada et aux États-Unis au cours de cette période. Il reste à voir si ces fortes réductions ont vraiment suffi à enclencher le

rétablissement des écosystèmes dans les régions fragiles. Au chapitre 8, nous abordons ce sujet du point de vue des dépassements de la charge critique dans les écosystèmes forestiers et aquatiques.

L'évolution de la distribution sur 5 ans des dépôts humides de nsmSO_4^{2-} de 1990-1994 à 1996-2000 est illustrée quantitativement aux figures 3.21a et d. La figure 3.21a présente la répartition des écarts absolus calculés pour chaque maille interpolée en soustrayant la valeur interpolée des dépôts pour 1990-1994 de leur valeur interpolée pour 1996-2000. Les écarts négatifs, indiqués en bleu, représentent la baisse des dépôts humides de sulfate du début à la fin des années 1990, tandis que les écarts positifs, indiqués en rouge, représentent qu'il y a eu hausse des dépôts humides de nsmSO_4^{2-} . La figure 3.21d représente la répartition des écarts de pourcentage entre les deux périodes, soit l'écart absolu à chaque point de grille, divisé par la valeur des dépôts humides pour 1990-1994 au point de grille. En gros, les écarts de ± 2 kg/ha/a ou de $\pm 10\%$ se situent en deçà du degré d'incertitude attendu de la mesure et de l'interpolation. Les figures 3.21b et e représentent les écarts absolus et en pourcentage de la moyenne sur 5 ans pondérée en fonction des précipitations des concentrations quotidiennes de nsmSO_4^{2-} ; les figures 3.21c et f représentent les écarts absolus et en pourcentage de la moyenne sur 5 ans de la hauteur des précipitations. Cet ensemble de diagrammes donne une perspective d'ensemble sur la relation existant entre les dépôts, la concentration et la hauteur des précipitations.

La figure 3.21a montre que les dépôts humides de nsmSO_4^{2-} ont connu un déclin marqué sur la majeure partie de l'est de l'Amérique du Nord entre les deux périodes. Les plus fortes baisses, qui vont de 4 à 10 kg/ha/a, s'observent dans trois bandes orientées sud-ouest – nord-est (soit dans la direction du vent dominant). La première de ces bandes part de l'Illinois et passe par le lac Michigan, le lac Huron, le centre de l'Ontario et l'ouest du Québec; la deuxième s'étend du Kentucky jusqu'à l'Ohio, la Pennsylvanie et le New York; la troisième couvre la vallée du Saint-Laurent dans l'est de l'Ontario et le sud du Québec.

Dans certaines poches de l'est du Canada et des États-Unis, on observe de légères hausses des dépôts humides de nsmSO_4^{2-} , toujours égales ou inférieures à 2 mg/L ou 10%. Ces poches sont situées dans le nord-ouest de l'Ontario, le sud-ouest de Terre-Neuve et le centre de la Nouvelle-Écosse, ainsi que dans plusieurs états du sud-est des États-Unis. Comme les dépôts humides sont le produit de la concentration et de la quantité de précipitations, les hausses de la quantité de

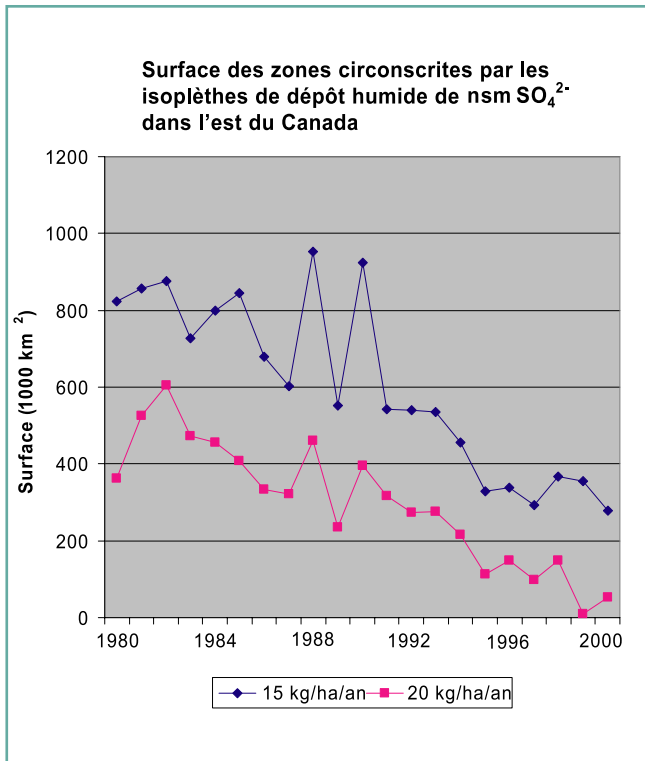


Figure 3.20: Régions de l'est du Canada délimitées par les contours de 15 kg/ha/a et de 20 kg/ha/a de nsmSO_4^{2-} , 1980-2000. On remarquera que les années 1988 et 1990 ont connu de fortes précipitations, ce qui explique les valeurs élevées observées.

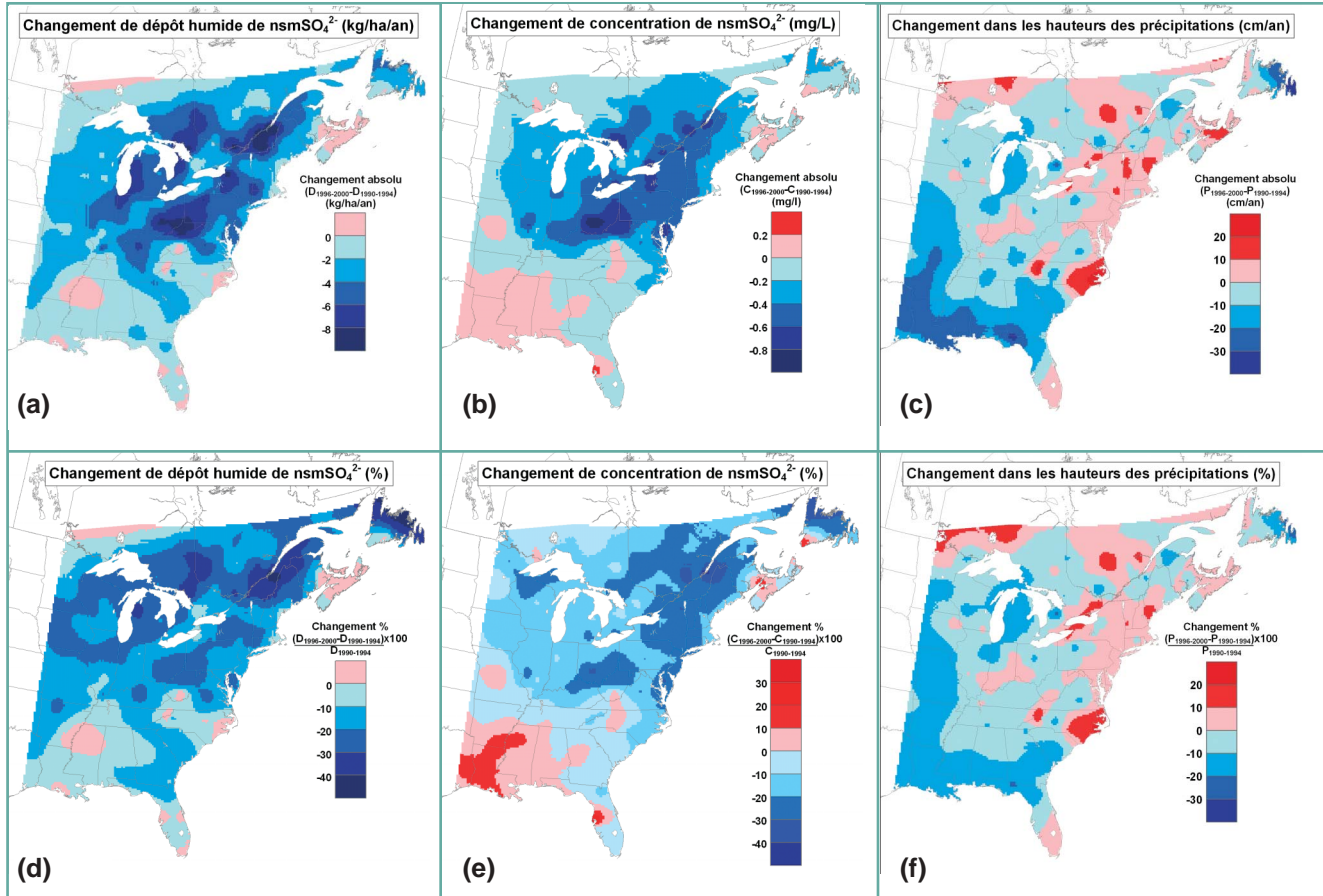


Figure 3.21. Écart absolu (rangée du haut) et en pourcentage (rangée du bas) de la moyenne sur 5 ans a) et d) des dépôts humides de nsmSO_4^{2-} , b) et e) des concentrations de nsmSO_4^{2-} pondérées en fonction des précipitations, c) et f) de la hauteur des précipitations, de 1990-1994 à 1996-2000. Le bleu correspond à la baisse observée entre 1990-1994 et 1996-2000 et le rouge, à la hausse observée entre 1990-1994 et 1996-2000. L'écart en pourcentage correspond à 100 fois l'écart obtenu en soustrayant des valeurs de 1996-2000 celles de 1990-1994, divisées par la valeur de 1990-1994.

dépôts dans ces zones particulières sont attribuables à la hausse de la concentration moyenne pondérée en fonction des précipitations ou de la hauteur des précipitations, ou à une combinaison de ces deux facteurs. Par exemple, les régions du centre de la Nouvelle-Écosse et de l'est de la Caroline du Nord, où l'on constate une augmentation des dépôts, ont connu une hausse des concentrations moyennes pondérées en fonction des précipitations et de la hauteur des précipitations au cours de la période 1996-2000, ce qui s'est traduit par une augmentation des dépôts humides. C'est ce que révèle l'examen des figures 3.21b) et e) et des figures 3.21c) et f), qui présentent la répartition des écarts absolus et en pourcentage de 1990-1994 à 1996-2000, dans les concentrations moyennes pondérées en fonction des précipitations et de la hauteur des précipitations. Dans d'autres régions, la hausse des dépôts humides vient de ce que l'augmentation en pourcentage de la concentration était légèrement supérieure à la baisse en pourcentage de la

hauteur des précipitations (p. ex., dans le nord du Mississippi) ou vice versa (p. ex., dans le nord-ouest de l'Ontario). De même, si certaines régions présentent une baisse des dépôts humides de nsmSO_4^{2-} d'une période à l'autre, c'est que soit les données de la concentration moyenne pondérée en fonction des précipitations, soit celles de la hauteur des précipitations, ou les deux, ont décliné dans les bonnes proportions.

Les figures 3.21c) et f) montrent que la quantité moyenne des précipitations n'a guère varié entre 1990-1994 et 1996-2000: à quelques exceptions près, en effet, la variation de hauteur des précipitations est inférieure à ± 10 cm ou à $\pm 10\%$. Cela signifie que la baisse de la configuration des dépôts humides de nsmSO_4^{2-} observée aux figures 3.21a) et d) a été principalement causée par la baisse des concentrations moyennes pondérées en fonction des précipitations. Cela étant, il devrait y avoir une assez forte relation entre la configuration de l'évolution des émissions de SO_2 et celle de

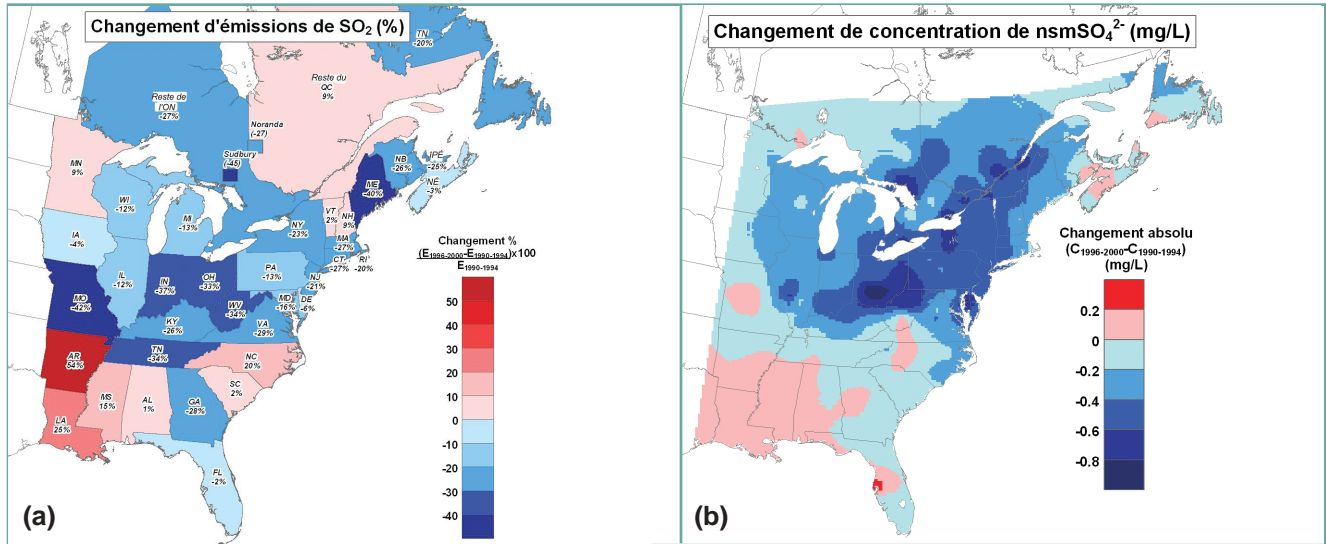


Figure 3.22. a) Écart des émissions de SO_2 (en%) et b) écart des concentrations de nsmSO_4^{2-} pondérées en fonction des précipitations (en mg/L), de 1990-1994 à 1996-2000. Les émissions des fonderies de métaux non ferreux de Sudbury et Rouyn-Noranda sont pointées séparément des émissions du reste de l'Ontario et du reste du Québec (à gauche).

l'évolution de la concentration moyenne pondérée en fonction des précipitations. C'est ce que confirme effectivement la figure 3.22, qui représente côte à côte l'évolution des émissions et celle des concentrations.

Il ressort clairement de la figure 3.22 qu'il existe une étroite correspondance spatiale entre l'évolution des émissions de SO_2 et celle de la concentration moyenne de nsmSO_4^{2-} pondérée en fonction des précipitations de 1990-1994 à 1996-2000. Les plus fortes réductions d'émissions et de concentrations s'observent dans les régions de Sudbury, de Rouyn-Noranda, de la vallée de l'Ohio et du littoral atlantique des États-Unis, où la baisse des concentrations a atteint 0,4 à 0,8 mg/L. Les états situés dans le sud-ouest du domaine présentent un intérêt particulier du fait qu'ils connaissent une hausse des émissions et des concentrations moyennes pondérées en fonction des précipitations et qu'ils confirment encore davantage la correspondance spatiale générale observée entre l'évolution des émissions et celle des concentrations. La vallée du Saint-Laurent, dans le sud du Québec, fait exception, puisque les concentrations de nsmSO_4^{2-} y ont diminué, mais pas les émissions de SO_2 dans la portion du Québec qui exclut le secteur des fonderies. Cette région est fortement touchée par le transport sur de longues distances et les dépôts humides subséquents des émissions de SO_2 qui ont pour origine le sud de l'Ontario, la région des fonderies de Rouyn-Noranda, la vallée de l'Ohio et le littoral atlantique des États-Unis (voir la section 3.5). Cela laisse supposer que les fortes réductions observées dans les concentrations moyennes

pondérées en fonction des précipitations dans le sud du Québec sont probablement dues à la réduction des émissions dans ces régions situées loin en amont.

En résumé, dans l'analyse des configurations spatiales, tout porte à croire que la réduction des émissions de SO_2 dans l'est du Canada et des États-Unis a entraîné une baisse des dépôts humides de nsmSO_4^{2-} et des concentrations moyennes pondérées en fonction des précipitations dans de vastes portions de l'est de l'Amérique du Nord. Nous analysons maintenant cette relation d'une façon plus quantitative.

3.4.3.1.2 Azote

Contrairement à celle des dépôts de nsmSO_4^{2-} , la distribution des dépôts humides de NO_3^- n'indique que des écarts peu importants entre les deux périodes (figure 3.23), ce qui concorde avec la relative stabilité des émissions de NO_x qu'il y a eu pendant toute la décennie 1990 (voir la figure 3.12b).

L'évolution de la distribution sur 5 ans des dépôts humides de NO_3^- de 1990-1994 à 1996-2000 est illustrée quantitativement aux figures 3.24a) et d) – comme nous l'avons fait pour le SO_4^{2-} aux figures 3.21a) et d). En gros, les écarts de $\pm 2 \text{ kg/ha/a}$ ou de $\pm 10\%$ se situent en deçà du degré d'incertitude attendu de la mesure et de l'interpolation. Les figures 3.24b) et e) représentent les écarts absolus et en pourcentage de la moyenne sur 5 ans pondérée en fonction des précipitations des concentrations de NO_3^- ; les figures 3.24c) et f) représentent les écarts absolus et en pourcentage de la

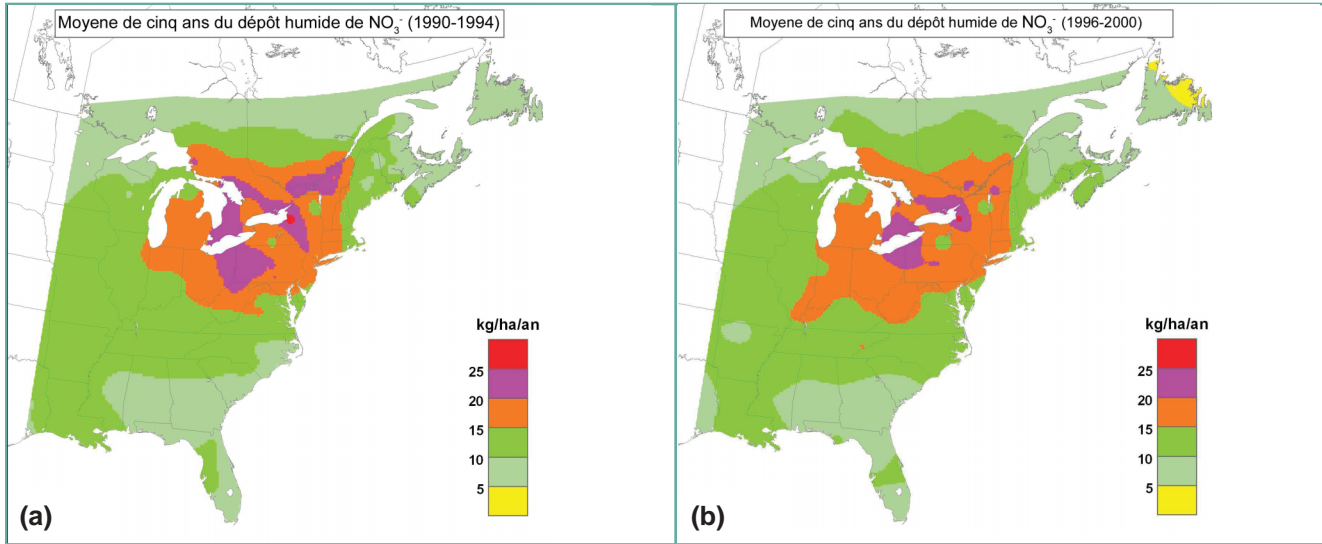


Figure 3.23. Distribution spatiale des dépôts humides de NO_3^- sur l'est de l'Amérique du Nord au début et à la fin des années 1990. La carte a), à gauche, illustre la distribution moyenne sur 5 ans des dépôts humides pour la période 1990-1994; la carte b), à droite, illustre la distribution moyenne sur 5 ans pour la période 1996-2000. Aucun écart d'importance ne se dégage entre les deux.

moyenne sur 5 ans de la hauteur des précipitations. Cet ensemble de diagrammes donne une perspective d'ensemble sur la relation existant entre les dépôts, la concentration et la hauteur des précipitations.

Contrairement au cas du nsmsO_4^{2-} , l'évolution des dépôts humides de NO_3^- qu'illustrent les figures 3.24a) et d) est relativement faible. Dans l'est du Canada, les régions où on observe une augmentation des dépôts humides (en rose) correspondent généralement aux secteurs où la hauteur des précipitations a augmenté, tandis que les régions où on observe une baisse des dépôts humides correspondent généralement aux secteurs où la hauteur des précipitations et des concentrations de NO_3^- ont baissé, p. ex., le long du Saint-Laurent, dans le sud du Québec. Fait exception une région où les dépôts humides ont augmenté, soit le sud du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse, qui a été touchée par l'augmentation simultanée des concentrations de NO_3^- et de la hauteur des précipitations. Aux États-Unis, une vaste région du milieu du domaine de ce pays présente une augmentation des dépôts humides de NO_3^- , ce qui est principalement attribuable à la hausse des concentrations moyennes pondérées en fonction des précipitations ainsi qu'à des poches de croissance de la hauteur des précipitations. Dans les régions de l'est des États-Unis où les dépôts humides de NO_3^- ont diminué, la situation est surtout due à la baisse des concentrations moyennes pondérées en fonction des précipitations.

Comme pour le nsmsO_4^{2-} , l'évolution des émissions de NO_x devrait se traduire par de la variation dans les concentrations moyennes de NO_3^- pondérées en fonction des précipitations (puisque les changements des dépôts humides se compliquent par les changements des données de concentration et de hauteur des précipitations). La figure 3.25 montre que, même si les variations des émissions de NO_x observées de la période 1990-1994 à la période 1996-2000 ont été relativement modestes, l'évolution générale de la concentration moyenne de NO_3^- pondérée en fonction des précipitations correspond très bien à celle des émissions. À noter que l'évolution des émissions présentée à la figure 3.25 pour l'Ontario et le Québec est quelque peu trompeuse, car la plupart des sources de NO_x (et, partant, la plupart des variations des émissions de NO_x) sont situées dans la portion sud des provinces, là où se sont aussi produites les baisses de concentration.

En résumé, la distribution spatiale à grande échelle des concentrations moyennes pondérées en fonction des précipitations et des dépôts humides de NO_3^- n'a guère varié de 1990-1994 à 1996-2000 en réaction directe aux faibles variations des émissions moyennes de NO_x d'une période à l'autre. Il existe néanmoins une bonne correspondance entre les régions où les émissions de NO_x ont augmenté ou diminué et celles où la concentration moyenne de NO_3^- pondérée en fonction des précipitations a augmenté ou diminué.

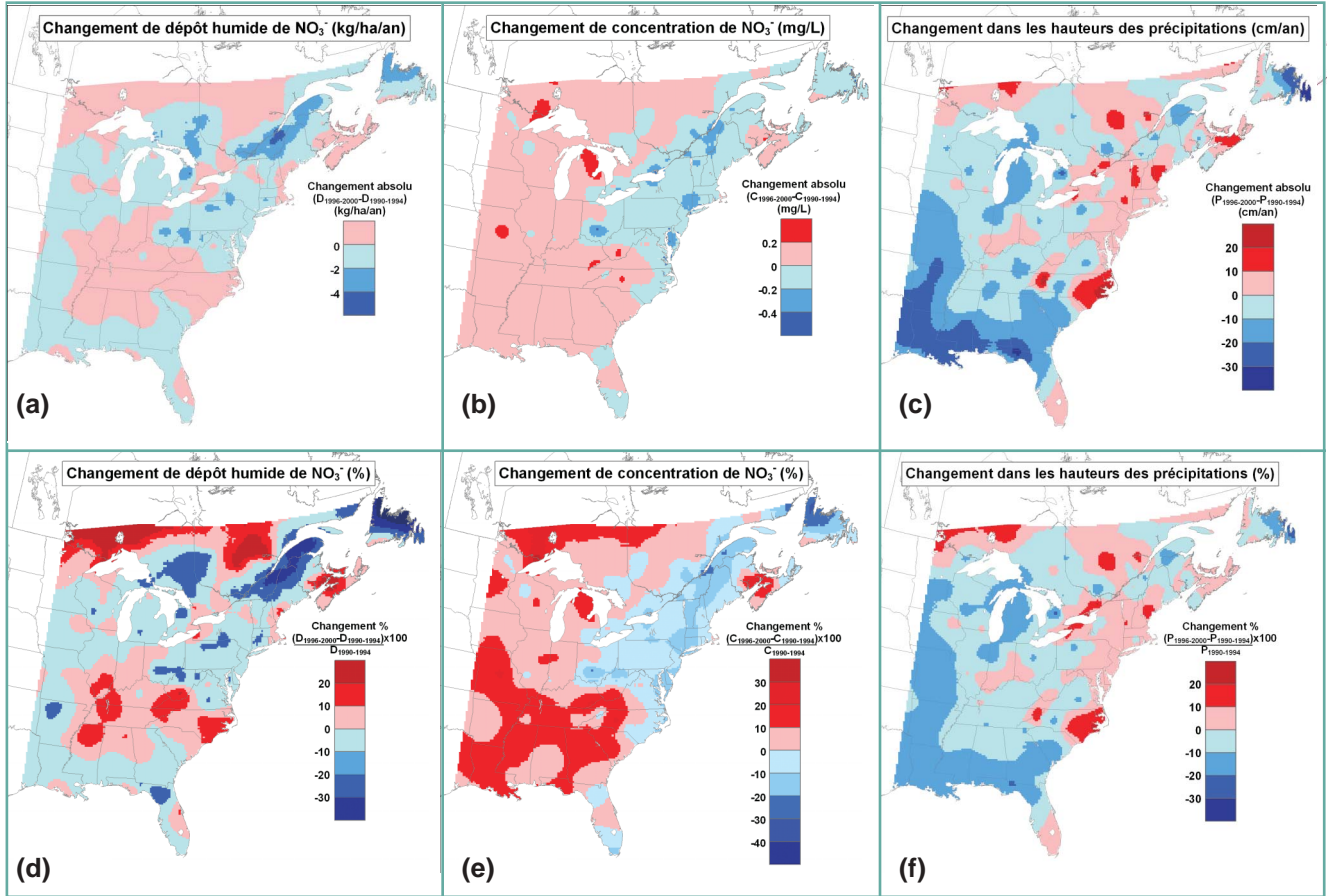


Figure 3.24. Écart absolu (rangée du haut) et en pourcentage (rangée du bas) de la moyenne sur 5 ans a) et d) des dépôts humides de NO_3^- , b) et e) des concentrations de NO_3^- pondérées en fonction des précipitations, c) et f) de la hauteur des précipitations, de 1990-1994 à 1996-2000. Le bleu correspond à la baisse entre 1990-1994 et 1996-2000 et le rouge, à une hausse entre ces deux périodes. L'écart en pourcentage correspond à 100 fois l'écart obtenu en soustrayant des valeurs de 1996-2000 celles de 1990-1994, divisées par la valeur de 1990-1994.

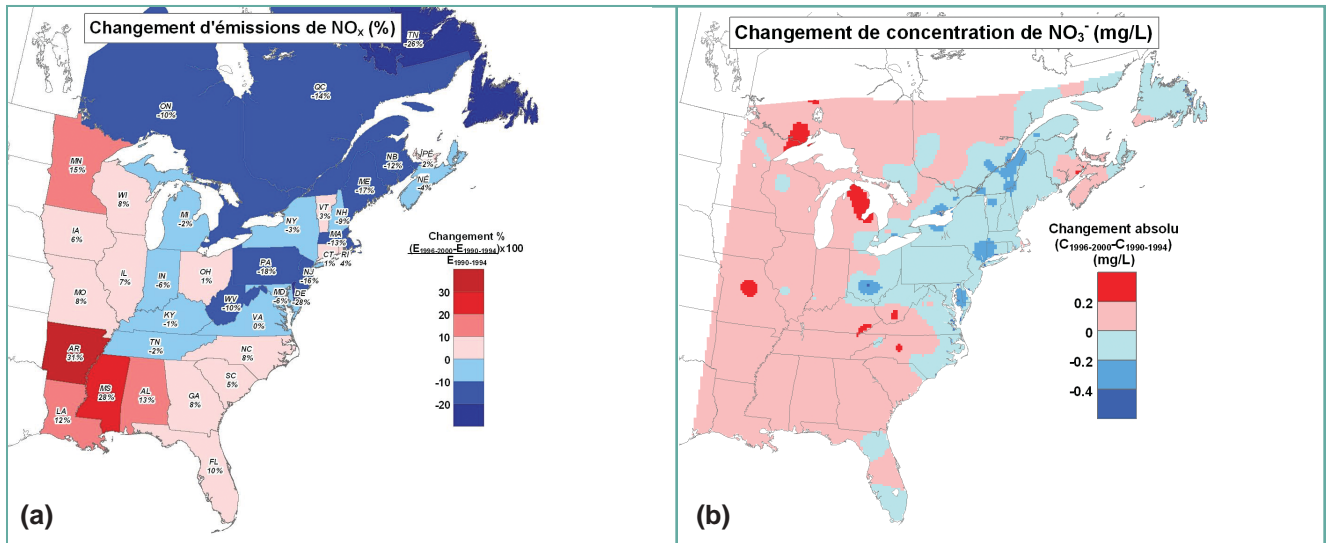


Figure 3.25. a) Évolution des émissions de NO_x (en %) et b) évolution des concentrations moyennes de NO_3^- pondérées en fonction des précipitations (en mg/L), de 1990-1994 à 1996-2000. Notons qu'entre les régions l'augmentation des émissions et l'augmentation des concentrations correspondent et de même pour la diminution des émissions et celle des concentrations.

3.4.3.2 Relation entre les émissions intégrées et les dépôts humides intégrés dans l'est de l'Amérique du Nord

Dans cette section, nous nous servons des distributions des dépôts humides illustrées aux figures 3.19 et 3.23 pour analyser la relation quantitative entre les réductions d'émissions et l'évolution des dépôts humides à l'échelle du continent. Cette analyse repose sur l'hypothèse selon laquelle pour une vaste région géographique donnée (p. ex., l'est du Canada et des États-Unis) et pour une longue période (p. ex., cinq ans), les quantités de dépôts humides intégrés sont directement proportionnelles aux émissions intégrées. Ainsi, s'il y a réduction des émissions, on suppose que les dépôts humides intégrés diminueront dans la même proportion. L'objectif visé par cette analyse est de comparer la moyenne sur 5 ans des émissions et les dépôts humides intégrés retombant sur l'est de l'Amérique du Nord concernant les périodes 1990-1994 et 1996-2000.

3.4.3.2.1 Soufre

La relation entre les émissions intégrées de SO_2 et les dépôts humides intégrés de nsmsO_4^{2-} touchant les périodes 1990-1994 et 1996-2000 est illustrée (sous forme de S) à la figure 3.26. À noter que les valeurs intégrées des émissions ont été élaborées indépendamment des valeurs des dépôts humides – les premières proviennent des inventaires d'émissions du Canada et des États-Unis, les secondes de données interpolées (figures 3.19 et 3.23).

1990-1994. Au cours de la période 1990-1994, les sources du Canada et des États-Unis ont respectivement produit des

émissions moyennes sur 5 ans de 0,87 Mt/a et de 8,83 Mt/a. Cela signifie que l'est du Canada et l'est des États-Unis ont respectivement émis 9% et 91% des émissions totales de S dans l'est de l'Amérique du Nord. Au cours de la même période, on estime les dépôts humides de S à 0,79 Mt dans l'est du Canada et à 1,95 Mt dans l'est des États-Unis. Donc, au total, l'est du Canada a produit juste un peu moins de 10% des émissions de S de l'est de l'Amérique du Nord, mais il a reçu une quantité disproportionnée de dépôts humides de S, soit 29% des dépôts constatés dans l'est de l'Amérique du Nord. Il vaut la peine de souligner que la superficie de l'est du Canada ayant reçu 0,79 Mt de dépôts humides de nsmsO_4^{2-} ($1,693 \times 10^8$ ha) est à peu près deux fois moindre que la superficie de l'est des États-Unis ayant reçu 1,95 Mt de dépôts humides ($3,213 \times 10^8$ ha). Cela signifie que la moyenne sur 5 ans des dépôts humides par hectare dans l'est du Canada est de 4,7 kg S/ha/a, comparativement à 6,1 kg S/ha/a aux États-Unis. Ainsi, même si l'est du Canada n'est responsable que de 9% des émissions de l'est de l'Amérique du Nord, la quantité moyenne de dépôts humides de soufre par hectare dans l'est du Canada est disproportionnée, avec 77% de la quantité moyenne de dépôts humides de soufre par hectare dans l'est des États-Unis.

Il convient de noter que la hauteur moyenne des précipitations dans les deux pays a été à peu près égale au cours des deux périodes, soit 107,41 cm/a dans l'est du Canada et 116,18 cm/a dans l'est des États-Unis. Ainsi, l'écart entre les deux pays sur le plan du flux des dépôts n'est pas attribuable à l'écart entre les deux taux de précipitations.

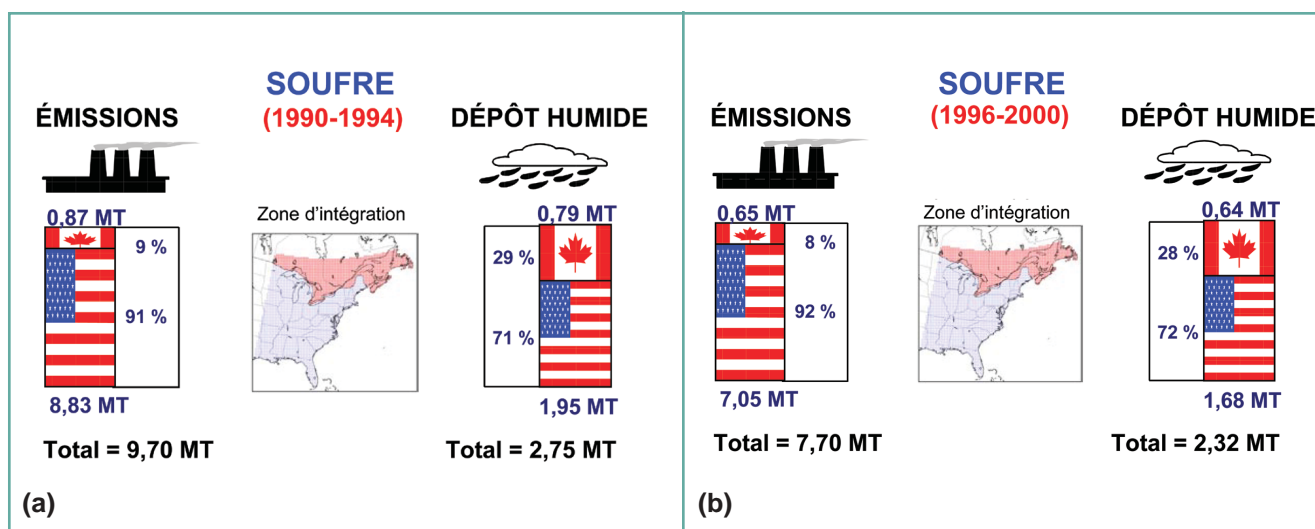


Figure 3.26. Émissions de SO_2 intégrées et dépôts humides de nsmsO_4^{2-} intégrés retombés sur l'est du Canada et des États-Unis au cours des périodes a) 1990-1994 et b) 1996-2000, exprimées en mégatonnes de soufre par an. La zone d'intégration est illustrée dans les cartes en médaillon.



À la lumière du fait que les portions méridionales de l'est du Canada sont généralement sous le vent des principales régions émettrices de SO₂ des États-Unis (voir la section 3.5), l'explication la plus raisonnable de la hauteur anormale des dépôts dans l'est du Canada résiderait dans le transport à grande distance, suivi des retombées sous forme humide de SO₂ provenant de sources des États-Unis. Nous approfondissons cette question à la section 3.4.3.3.

1996-2000. Entre 1990-1994 et 1996-2000, la moyenne sur 5 ans des émissions annuelles de S a diminué de 0,22 Mt/a dans l'est du Canada et de 1,78 Mt/a dans l'est des États-Unis. Néanmoins, la proportion des émissions totales nord-américaines de sources du Canada et des États-Unis est demeurée sensiblement la même d'une période à l'autre, respectivement à 8-9% et à 91-92%. Les dépôts humides intégrés de S dans l'est du Canada ont fléchi de 0,15 Mt/a, passant de 0,79 à 0,64 Mt/a entre 1990-1994 et 1996-2000, tandis que les dépôts humides intégrés dans l'est des États-Unis ont diminué de 0,27 Mt/a (de 1,95 à 1,68 Mt/a). Comme dans le cas des émissions intégrées, la fraction des dépôts humides provenant de l'est de l'Amérique du Nord qui a touché le Canada et les États-Unis est demeurée à peu près constante d'une période à l'autre, soit 28-29% dans l'est du Canada et 71-72% dans l'est des États-Unis. Ces chiffres indiquent que, toutes proportions gardées, l'est du Canada a connu une baisse beaucoup plus importante que l'est des États-Unis pour ce qui est des dépôts humides de S par unité d'émission. Plus précisément, l'est du Canada a connu une réduction des dépôts humides de 0,68 Mt par Mt de réduction des émissions, et l'est des États-Unis une baisse plus modeste de 0,15 Mt par Mt de réduction des émissions. Le fait que, dans l'est du Canada, la baisse des dépôts humides par unité de réduction des émissions a été beaucoup plus rapide que dans l'est des États-Unis cadre très bien avec l'idée qu'une portion des émissions de SO₂ des États-Unis se transporte, puis se dépose sous forme de dépôts humides dans l'est du Canada.

Pour élargir cette analyse, nous avons posé l'hypothèse que, sur une très vaste superficie (tout l'est de l'Amérique du Nord, par exemple) et sur une longue période (plusieurs années), il devrait exister une relation linéaire entre les émissions intégrées de l'est de l'Amérique du Nord et le flux de dépôts humides intégrés sur l'Amérique du Nord. Cette hypothèse s'est vérifiée, comme l'indique la figure 3.27, où les flux annuels de dépôts humides intégrés sont mis en relation avec les émissions annuelles intégrées de soufre pour les 22 années couvrant la période 1980-2001. La relation linéaire entre les émissions intégrées et les dépôts humides intégrés

est statistiquement significative ($r = 0,93$; $n = 22$); sans fournir de preuve de causalité, elle concorde statistiquement avec le fait que la réduction des émissions du Canada et des États-Unis du début de la décennie 1980 au début des années 2000 s'est soldée par une forte baisse linéaire des dépôts humides intégrés dans l'est de l'Amérique du Nord. On peut constater une certaine dispersion dans les données de la figure 3.27, ce qui laisse supposer que les dépôts humides intégrés varient beaucoup d'année en année pour un taux d'émissions donné. Cela n'a rien d'inattendu, compte tenu de la forte variabilité interannuelle des facteurs météorologiques qui régissent les processus atmosphériques menant aux dépôts humides (advection, turbulence, rayonnement solaire, précipitations). On trouve ici encore la confirmation qu'il est important de procéder par moyennes sur 5 ans, comme nous l'avons fait dans la majeure partie du présent rapport, pour lisser la variabilité interannuelle des conditions météorologiques et des dépôts.

Afin de donner un appui quantitatif à l'analyse qui précède, nous avons effectué des essais de signification statistique sur les valeurs annuelles des émissions intégrées de SO₂ et des flux de dépôts humides de nsmSO₄²⁻ afin d'établir si les variations observées après 1995 étaient vraiment significativement différentes des valeurs observées avant 1995. Nous avons comparé les périodes 1984-1994 et 1995-2001 au

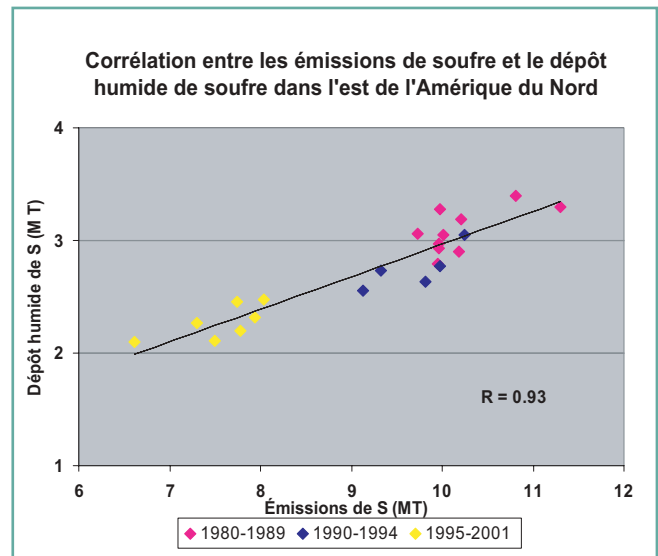


Figure 3.27. Corrélation linéaire entre les émissions de soufre (en Mt) et les dépôts humides de S (en Mt) intégrés retombés sur l'est de l'Amérique du Nord des années 1980-2001. Les couleurs correspondent aux périodes 1980-1989 (bleu), 1990-1994 (rose) et 1995-2001 (jaune). R est le coefficient de corrélation.

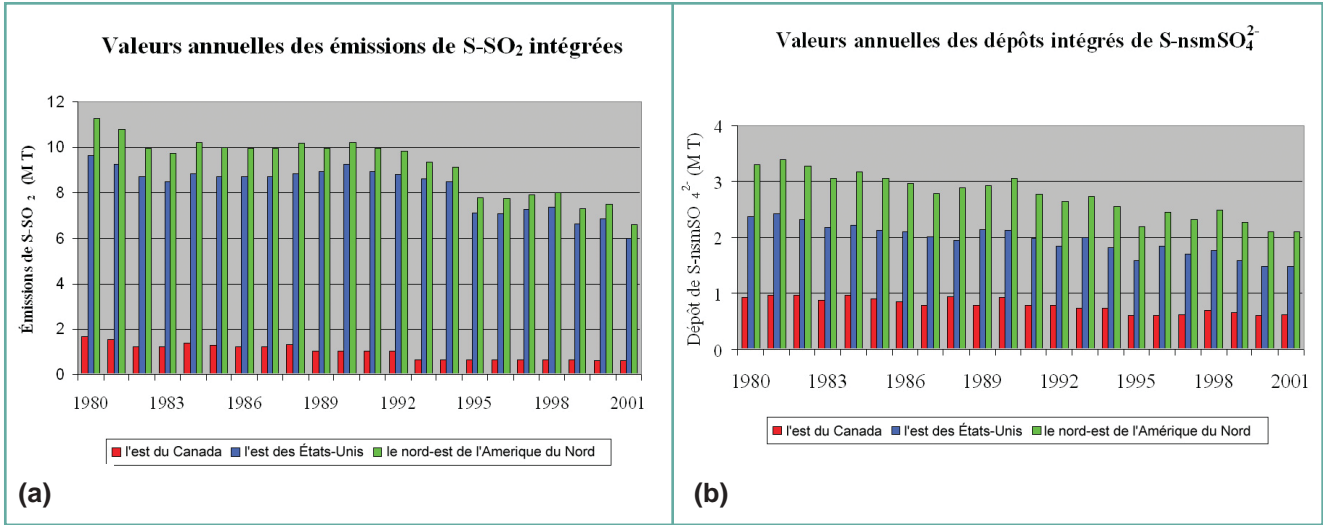


Figure 3.28. Valeurs annuelles a) des émissions intégrées de SO₂, b) des dépôts humides de SO₄²⁻ non marin dans l'est du Canada, l'est des États-Unis et l'est de l'Amérique du Nord. Ces valeurs ont servi à vérifier les écarts significatifs entre les deux périodes 1984-1994 et 1995-2001.

moyen du test non paramétrique de Jonckheere à un niveau de confiance de 90% au plan de la famille (Jonckheere, 1954). On remarquera que les périodes choisies pour ce test sont différentes de celles qui ont servi aux analyses décrites plus haut afin de maximiser les écarts et la puissance des essais. Les résultats confirment qu'il y eu réduction statistiquement significative des émissions de SO₂ et des dépôts humides de nsmdans l'est des États-Unis, dans l'est du Canada et dans l'est de l'Amérique du Nord entre 1984-1994 et 1995-2001. La forte baisse survenue en 1995 se voit clairement à la figure 3.28, qui représente la série temporelle des valeurs annuelles intégrées des émissions de SO₂ et des dépôts humides de nsmSO₄²⁻ ayant servi aux essais.

Nous en concluons que les réductions des émissions de SO₂ dans l'est des États-Unis et du Canada après 1995 ont entraîné la baisse statistiquement significative des dépôts humides de nsmSO₄²⁻ sur l'est du Canada et des États-Unis.

Malheureusement, nous n'avons pas pu faire la même analyse pour ce qui est des dépôts totaux (humides + secs), car trop peu de stations enregistrent des données sur les dépôts secs. Il faut espérer qu'on pourra aussi analyser dans le futur les dépôts secs ou totaux, ce qui pourrait éclairer davantage les écarts entre les taux de déclin des diverses espèces du soufre dont traitent Reid et al. (2001).

3.4.3.2.2 Azote

Il en va très différemment de l'azote et du soufre. En effet, contrairement aux émissions de SO₂, les émissions de NO_x dans l'est de l'Amérique du Nord ont augmenté pendant la majeure partie des décennies 1980 et 1990 sans marquer de recul important avant 1999 (voir la figure 3.12b). Par conséquent, les dépôts humides intégrés de NO₃⁻ tombent sur l'est de l'Amérique du Nord n'ont pas connu de baisse aussi évidente que les dépôts de sulfate.

La figure 3.29 montre que les émissions canadiennes de NO_x ne constituaient que 8% du total des émissions de l'est de l'Amérique du Nord en 1990-1994 et 7% en 1996-2000. Au cours de ces deux périodes, l'est du Canada a reçu une part disproportionnée (32%) des dépôts humides de NO₃⁻ de l'est de l'Amérique du Nord. Comme dans le cas du soufre, on suppose que cette disproportion des dépôts dans l'est du Canada est due au transport transfrontalier et au dépôt de NO₃⁻ provenant des sources d'émissions de NO_x de l'est des États-Unis, retombé sous forme humide sur l'est du Canada.

En comparant les figures 3.29a) et b), on constate que la moyenne sur 5 ans des émissions de N-NO_x dans l'est du Canada a légèrement fléchi (de 0,05 Mt/a) entre 1990-1994 et 1996-2000, tandis que les émissions de l'est des États-Unis a augmenté légèrement (de 0,06 Mt/a). Malgré cette progression, la quantité de N humide déposé sous forme de NO₃⁻ dans l'est du Canada et l'est des États-Unis est demeurée constante (respectivement à 0,43 et à 0,92 Mt/a).

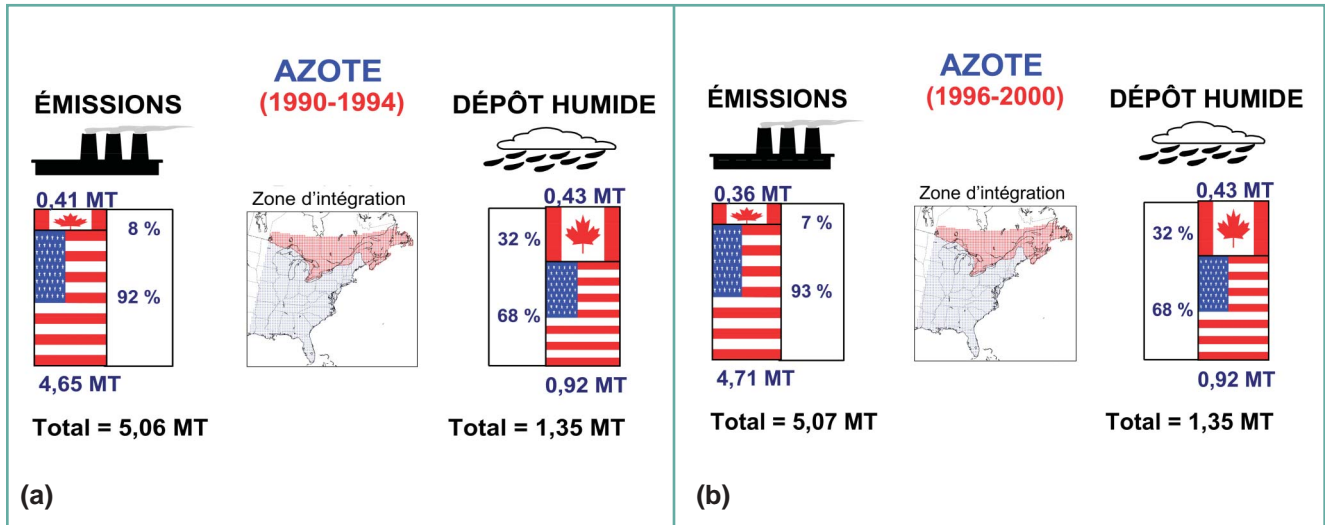


Figure 3.29. Moyenne sur 5 ans des émissions intégrées de $N-NO_x$ et des dépôts humides de $N-NO_3^-$ retombés sur l'est du Canada et des États-Unis a) de la période 1990-1994; b) de la période 1996-2000. La carte en médaillon indique la zone d'intégration.

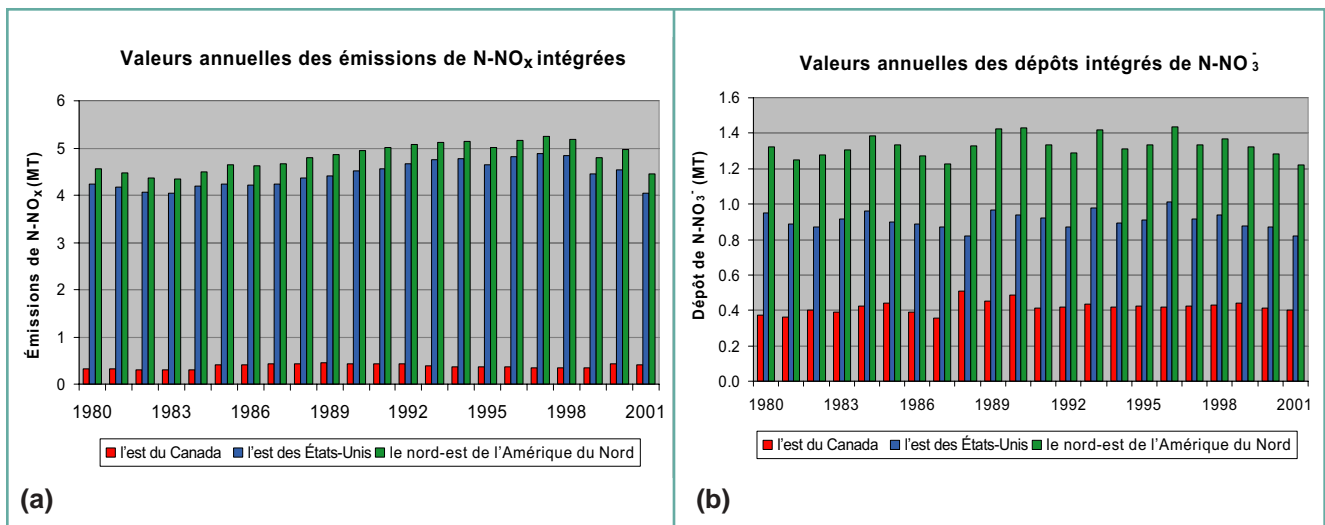


Figure 3.30. Valeurs annuelles a) des émissions intégrées de NO_x , b) des dépôts humides de NO_3^- dans l'est du Canada, l'est des États-Unis et l'est de l'Amérique du Nord, exprimées en mégatonnes d'azote par an. Ces valeurs ont servi à vérifier les écarts significatifs entre les périodes 1984-1994 et 1995-2001.

Cette constance concorde bien sûr avec le fait que les dépôts humides et la configuration des concentrations de NO_3^- à grande échelle illustrés à la figure 3.24 (section 3.4.3.1) n'ont guère présenté de changements d'une période à l'autre. Elle concorde aussi avec les résultats du test statistique de Jonckheere (1954), qui n'ont permis de déceler aucune variation monotone ou graduelle importante entre les deux périodes. Les données sur les émissions intégrées et les dépôts humides ayant servi aux essais sont présentées à la figure 3.30.

Notre analyse des moyennes sur 5 ans ne livre rien de la relation entre les émissions de NO_x et les dépôts humides de NO_3^- sur une base annuelle. Cependant, la figure 3.31 indique qu'il existe pour la période de 1980 à 2001 une relation linéaire faible, mais statistiquement significative (à un niveau de confiance de 95%) entre les émissions intégrées et les dépôts humides intégrés ($R = 0,49$; $n = 22$). On peut raisonnablement s'attendre à ce que les réductions supplémentaires d'émissions de NO_x réalisées après 2000 renforcent cette relation.

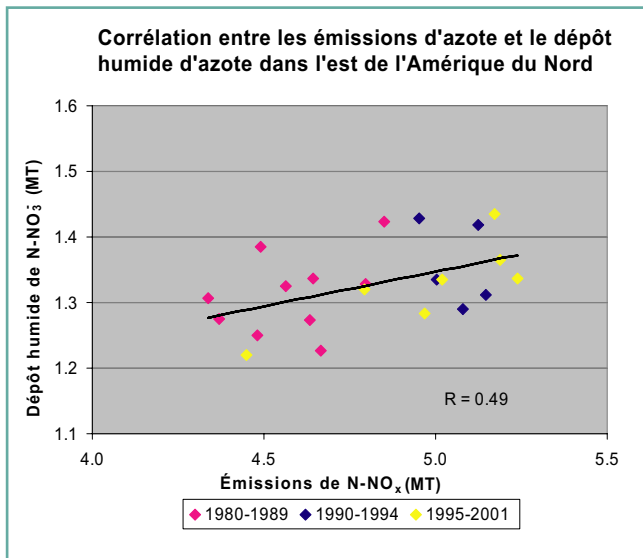


Figure 3.31. Corrélation linéaire entre les émissions annuelles de N et les dépôts humides de N intégrés dans l'est de l'Amérique du Nord, 1980-2001. À chaque couleur correspond une période: 1980-1989 (bleu), 1990-1994 (rose) et 1995-2001 (jaune). R est le coefficient de corrélation.

En résumé, en moyenne sur 5 ans, les émissions de N-NO_x dans l'est du Canada et des États-Unis n'ont guère varié entre 1990-1994 et 1996-2000 – pas plus que les valeurs nord-américaines des dépôts humides intégrés de N-NO₃. Malgré cela, l'est du Canada a reçu une quantité disproportionnée des dépôts humides de NO₃ nord-américains, compte tenu de sa faible contribution aux émissions nord-américaines de NO_x. Une faible corrélation statistique commence à émerger entre les émissions et les dépôts humides intégrés d'azote.

3.4.3.3 Influence des émissions du Canada et des États-Unis sur les dépôts humides dans l'est des deux pays

Les moyennes sur 5 ans des valeurs des émissions et des dépôts intégrés de soufre et d'azote (voir les figures 3.26 et 3.29) révèlent l'existence d'un important déséquilibre entre les émissions et les dépôts humides dans l'est du Canada (voir la section 3.4.3.2). D'après notre hypothèse, la principale cause de ce déséquilibre réside dans le transport à grande distance des émissions des États-Unis, suivi de leur dépôt sous forme humide dans l'est du Canada. Pour vérifier cette hypothèse, nous nous sommes servis des valeurs des émissions et des dépôts humides des figures 3.26 et 3.29 pour estimer, au moyen d'un ensemble d'équations équilibrées, la quantité de S et de N qui franchit la frontière États-Unis – Canada et qui se dépose sous forme humide au Canada, et vice versa. Nous

allons maintenant décrire les méthodes employées et présenter les résultats pour le S et le N.

3.4.3.3.1 Soufre

Nous avons estimé quel pourcentage des dépôts humides de soufre dans l'est du Canada était attribuable aux émissions de SO₂ de l'est des États-Unis et quel pourcentage des dépôts humides de soufre dans l'est des États-Unis était attribuable aux émissions de SO₂ de l'est du Canada. Nous nous sommes servis pour cela d'un ensemble d'équations équilibrées produites à partir des valeurs des émissions et des dépôts humides intégrés présentées à la figure 3.26, en partant des hypothèses suivantes:

- ⇒ Les dépôts humides de soufre dans l'est du Canada sont produits par: 1) les émissions de l'est du Canada qui se déposent sous forme humide dans l'est du Canada; 2) les émissions de l'est des États-Unis qui sont transportées dans l'est du Canada et s'y déposent sous forme humide;
- ⇒ En moyenne sur cinq ans, la proportion des émissions de SO₂ de l'est du Canada qui se déposent par voie humide dans l'est du Canada demeure à peu près constante, quelle que soit la période choisie ou l'évolution des émissions de SO₂ au cours de la période;
- ⇒ Les émissions de SO₂ de l'est du Canada qui ne se déposent pas par voie humide dans l'est du Canada soit se déposent par voie sèche dans l'est du Canada, soit sont transportées à l'extérieur du pays (au large du continent ou dans l'est des États-Unis); de même, les émissions de l'est des États-Unis qui sont transportées sur l'est du Canada sans s'y déposer par voie humide soit s'y déposent par voie sèche, soit sont transportées hors du Canada;
- ⇒ La moyenne sur 5 ans des dépôts humides de soufre d'origines humaine et naturelle qui s'adventent dans la zone d'intégration est négligeable comparativement au flux de dépôts humides des émissions anthropiques de soufre dans la zone d'intégration; nous n'avons donc pas inclus le terme de l'influx aux équations du bilan massique. Nous aborderons à la fin de la présente section le test de sensibilité effectué sur la validité de cette hypothèse.

Les équations du bilan massique expérimentent que la quantité totale des dépôts humides de soufre dans l'est du Canada doit être égale aux émissions totales de soufre de l'est du Canada, multipliées par la fraction des émissions qui se



dépose par voie humide dans l'est du Canada, plus les émissions totales de l'est des États-Unis multipliées par la fraction des émissions qui se dépose par voie humide dans l'est du Canada:

Pour la période 1990-1994... $WD_1 = 0,87A + 8,83B_1$ (éq. 1)

Pour la période 1996-2000... $WD_2 = 0,65A + 7,05B_2$ (éq. 2)

où $WD_1 = 0,79 \text{ Mt S/a}$ = dépôts humides intégrés de soufre tombés sur l'est du Canada pour 1990-1994

$WD_2 = 0,64 \text{ Mt S/a}$ = dépôts humides intégrés de soufre tombés sur l'est du Canada pour 1996-2000

0,87 et 0,65 = émissions moyennes sur 5 ans de SO_2 (en S) dans l'est du Canada (en Mt S/a), pour les périodes respectives de 1990-1994 et de 1996-2000

A = fraction des émissions de SO_2 de l'est du Canada qui s'est déposée par voie humide dans l'est du Canada au cours des périodes 1990-1994 et 1996-2000; on suppose que A est constant

8,83 et 7,05 = émissions moyennes sur 5 ans de SO_2 (en S) dans l'est des États-Unis (en Mt S/a), pour les périodes respectives de 1990-1994 et de 1996-2000

B_1 = fraction des émissions de SO_2 de l'est des États-Unis qui s'est déposée par voie humide dans l'est du Canada au cours de la période 1990-1994

B_2 = fraction des émissions de SO_2 de l'est des États-Unis qui s'est déposée par voie humide dans l'est du Canada au cours de la période 1996-2000

Il est impossible de résoudre simultanément les équations 1 et 2, mais on peut s'en servir pour établir une plage de valeurs raisonnables de B_1 et B_2 , en supposant une plage de valeurs raisonnables de A (la fraction des émissions de l'est du Canada qui se dépose par voie humide dans l'est du Canada). Malheureusement, aucune valeur de A n'a été trouvée dans la documentation scientifique; nous avons donc choisi de faire les calculs pour une plage de valeurs de A ayant une forte probabilité d'englober la valeur véritable. Sur ces bases, nous avons choisi des valeurs de A égales à 0,20 et 0,50, ce qui signifie que de 20% à 50% des émissions de l'est du Canada se déposent par voie humide dans l'est du Canada. L'étendue de cette plage se justifie du fait qu'il n'existe que trois devenir possibles pour les émissions de soufre de l'est du Canada au terme de leur vie atmosphérique dans l'est du Canada: elles se déposent par voie humide, elles se déposent par voie sèche ou elles sont exportées hors du pays. Nous avons jugé très improbable que plus de 50% ou moins de 20% des émissions se déposent par voie humide, pour deux raisons: 1) cette hypothèse semble admise chez les scientifiques, comme nous le verrons dans l'évaluation des résultats du bilan massique à la fin de la présente section (voir le tableau 3.3); 2) les dépôts humides totaux dans l'est

de l'Amérique du Nord pour les deux périodes représentent 28% et 30% des émissions totales (voir la figure 3.26).

À partir des équations 1 et 2 et des valeurs hypothétiques de $A = 0,20$ et $0,50$, nous avons calculé les valeurs correspondantes de B_1 et B_2 , pour les périodes respectives 1990-1994 et 1996-2000. Les équations 3 et 4, dérivées des équations 1 et 2, ont ensuite servi à estimer les valeurs associées F_1 et F_2 , qui représentent la fraction des dépôts humides de soufre sur l'est du Canada attribuable aux émissions de soufre de l'est des États-Unis, au cours de la période 1990-1994 pour F_1 et la période 1996-2000 pour F_2 , soit

Pour la période 1990-1994: $F_1 = 1 - 1,10A$ (éq. 3)

Pour la période 1996-2000: $F_2 = 1 - 1,02A$ (éq. 4)

les valeurs calculées de B et de F sont résumées au tableau 3.2 pour les deux périodes. Fait intéressant, les valeurs sont constantes d'une période à l'autre – ce qui permet d'accorder une certaine confiance à la méthode. Les principaux résultats de ces calculs sont les suivants:

Tableau 3.2. Estimations du bilan massique du soufre dans l'est du Canada

Valeur hypothétique de A	Proportion des émissions de l'est des États-Unis qui se dépose par voie humide dans l'est du Canada		Proportion des dépôts humides sur l'est du Canada attribuable aux émissions de l'est des États-Unis	
	1990-1994	1996-2000	1990-1994	1996-2000
	B ₁	B ₂	F ₁	F ₂
0,20	7,0%	7,2%	78%	80%
0,50	4,0%	4,5%	45%	49%

- ⇒ Pour les valeurs hypothétiques de A = 0,20 et 0,50, le pourcentage estimé des émissions totales de l'est des États-Unis qui se sont déposées sur l'est du Canada était respectivement de 7,0% et de 4,0% en 1990-1994 et de 7,2% et de 4,5% en 1996-2000.
- ⇒ Pour les mêmes valeurs hypothétiques de A = 0,20 et 0,50, le pourcentage estimé des dépôts humides totaux sur l'est du Canada attribués aux émissions de l'est des États-Unis est respectivement de 78% et de 45% en 1990-1994 et de 80% et de 49% en 1996-2000.

Ces estimations donnent à penser que seule une très petite fraction des émissions de l'est des États-Unis (de 4,0% à 7,2%) se dépose par voie humide dans l'est du Canada, mais qu'elle correspond à une très forte proportion des dépôts humides totaux de soufre dans l'est du Canada (de 45% à 80%), ce qui laisse à son tour supposer qu'il sera extrêmement important de réduire encore davantage les émissions dans l'est des États-Unis afin de réduire davantage les dépôts humides de soufre dans l'est du Canada.

Nous avons adopté une approche de bilan massique similaire pour estimer le pourcentage des dépôts humides intégrés de soufre sur l'est des États-Unis qui est attribuable aux émissions de SO₂ de l'est du Canada (équations non fournies). L'ensemble d'équations du bilan massique des États-Unis s'est révélé extrêmement sensible à A, qui représente la fraction des émissions de l'est des États-Unis qui se dépose par voie humide sur l'est des États-Unis. Cette sensibilité est telle que les équations du bilan massique des États-Unis ne peuvent se résoudre que si les valeurs de A sont inférieures à 0,221 pour 1990-1994 et inférieures à 0,238 pour 1996-2000. Au-delà de ces valeurs, le taux d'apport des émissions de l'est du Canada aux dépôts humides dans l'est des États-Unis devient négatif, donc irréaliste. Si on suppose que les valeurs de A vont de 0,20 aux valeurs maximales mentionnées plus haut, l'apport estimé des émissions canadiennes aux dépôts humides totaux sur l'est des États-Unis va respectivement de 9% à 0% en 1990-1994 et de 16% à 0% en 1996-2000. Comme les émissions de SO₂ des États-Unis sont extrêmement élevées comparativement à celles du

Canada, dans le bilan massique des États-Unis, les valeurs de F, soit l'apport des émissions canadiennes de SO₂ aux dépôts humides sur l'est des États-Unis, sont considérablement plus sensibles à A que les valeurs de F dans les équations du bilan massique canadien. Par exemple, dans les équations du bilan massique canadien (équations 3 et 4), les coefficients sont de 1,10 et 1,02 alors qu'ils sont de 4,53 et 4,20 dans les équations équivalentes du bilan massique des États-Unis. Ainsi, les coefficients des équations du bilan massique des États-Unis sont plus de 4 fois plus élevés que les coefficients des équations canadiennes. L'importance de cet état de choses vient du fait qu'une très légère variation de la valeur hypothétique de A dans le cas des États-Unis produit une énorme variation des valeurs résultantes de F comparativement au cas du Canada. Cela signifie que les estimations du bilan massique portant sur le pourcentage des dépôts humides sur l'est du Canada attribuable aux émissions de l'est des États-Unis sont considérablement moins sensibles aux valeurs hypothétiques de A que les pourcentages correspondants des dépôts humides sur l'est des États-Unis attribuables aux émissions de l'est du Canada. Cette conclusion apparaît raisonnable, vu que les émissions des États-Unis sont à peu près d'un ordre de grandeur plus élevées que les émissions canadiennes et que l'est du Canada se trouve sous le vent de la principale région émettrice des États-Unis. À une échelle réduite, cependant, l'influence des sources canadiennes situées à proximité de la frontière sur les États frontaliers des États-Unis sera beaucoup plus forte que ne le prédisent les équations du bilan massique à grande échelle.

Il est extrêmement difficile d'évaluer l'exactitude des estimations qui précèdent, car on ne trouve aucune valeur de A dans la documentation scientifique. Nous avons donc opté pour une approche fondée sur le *poids de la preuve*, où on compare les estimations du bilan massique à d'autres résultats de recherche publiés. Cette comparaison se résume comme suit:

- ⇒ Dans le document *State of Science and Technology Assessment on Acidic Deposition*, publié en 1990 par le programme national d'évaluation des précipitations acides des



Tableau 3.3. Estimations publiées des dépôts de soufre sur le continent et des exportations au large en pourcentage des émissions totales de soufre pour l'est de l'Amérique du Nord (à l'exception de la dernière étude, qui s'applique à toute l'Amérique du Nord).

Auteurs	Méthode	Dépôts secs (%)	Dépôts humides (%)	Dépôts par le brouillard (%)	Exportation nette (%)	Remarques
Galloway et Whepdale, 1980	Données de surveillance	31	38	-	30	-
Galloway et al., 1984	Données climato-logiques sur les vents et les polluants	36	28	-	30	-
Fay et al., 1986	Modèle analytique (1980-1982)	30 (25)	30 (25)	-	40 (50)	Les nombres entre parenthèses s'appliquent à l'est du Canada
Brost et al., 1988	Modèle eulérien tridimensionnel du transport	-	-	-	59%	Advection de 59% vers le large de la côte est du continent
Wojcik et Chang, 1997	Modèle eulérien tridimensionnel du transport	17	32	-	51	-
Shannon et Sisterson, 1992	Données de surveillance (1985-1987)	29	30	4	37	Les chiffres s'appliquent à toute l'Amérique du Nord

États-Unis (figure 5F-35, volume 5, Dennis et al., 1990), on a estimé le taux d'apport des émissions canadiennes de SO₂ aux dépôts humides de sulfate sur l'est du Canada et des États-Unis au moyen du Regional Acid Deposition Model (RADM). Sur la base de l'agrégation de 30 événements de dépôt humide modélisés (choisis pour donner une moyenne annuelle représentative), on a estimé qu'en 1990, les émissions de SO₂ de l'est du Canada avaient causé 25% des dépôts humides de soufre sur l'est du Canada – les 75% restants ayant été attribués aux émissions de SO₂ de l'est des États-Unis. Ce chiffre de 25% est une moyenne pondérée en fonction de la superficie qui a été calculée à partir de la figure 5F-35 de Dennis et al. (1990) aux fins de la présente évaluation. Comme le domaine du RADM est légèrement moins vaste que le domaine du bilan massique au Canada atlantique, nous estimons que ce chiffre de 25% pourrait monter jusqu'à 30% ou 35% pour l'ensemble du domaine du bilan massique. Dans ce cas, cela voudrait dire que de 65 à 70% des dépôts humides totaux sur l'est du Canada seraient causés par des sources de SO₂ situées aux États-Unis. Par ailleurs, la plage 65-70% se situe raisonnablement à l'intérieur de la plage 45-80% des calculs du bilan massique du tableau 3.2.

➔ Des résultats publiés sur le sujet des bilans massiques du soufre dans l'est de l'Amérique du Nord concordent avec les valeurs d'entrée utilisées dans les équations du

bilan massique des figures 3.30 et 3.31. Ces publications, résumées au tableau 3.3 ci-dessous, donnent des estimations du pourcentage des émissions de soufre de l'est de l'Amérique du Nord qui se sont déposées par voie humide, qui se sont déposées par voie sèche et qui ont été emportées au large du continent au cours de diverses périodes, principalement dans les années 1980. On a estimé selon les quatre publications les plus pertinentes que de 28 à 38% des émissions de soufre de l'est de l'Amérique du Nord se sont déposées par voie humide sur l'est de l'Amérique du Nord (médiane = 30%). Ces chiffres cadrent bien avec les valeurs de notre bilan massique à la figure 3.26, qui indique que 28% des émissions de l'est de l'Amérique du Nord se sont déposées par voie humide sur l'est de l'Amérique du Nord en 1990-1994 et 30% en 1996-2000. Pour consultation future, il vaut la peine de noter que, dans ces études, on a estimé que la quantité totale de soufre exportée au large de la moitié est du continent nord-américain est au moins égale, sinon supérieure, au total des dépôts humides sur le continent.

➔ Les analyses d'attribution des sources présentées plus loin (section 3.5) et réalisées au moyen d'une technique d'analyse tout à fait indépendante donnent à penser que les émissions de SO₂ des États-Unis sont à l'origine de plus de 70% des dépôts humides de soufre qui tombent sur les régions frontalières de l'est du Canada.

Cet apport relatif cadre avec la plage de 45-80% dérivée des calculs du bilan massique. Il concorde également avec une analyse fondée sur les trajectoires réalisée à partir des données de la période 1981-1990 du réseau *Acidic Precipitation in Ontario Study* (APIOS) (Shaw et al., 1992), qui estime que plus de 71% des dépôts humides de sulfate et de nitrate à une station du sud-ouest de l'Ontario étaient attribuables aux émissions des États-Unis et que plus de 47% des mêmes dépôts étaient attribuables aux émissions des États-Unis à une station du sud-est de l'Ontario.

À la lumière de ces considérations, nous sommes d'avis que nos estimations du bilan massique, sans être définitives, concordent avec d'autres résultats de recherche.

Il est important de souligner que les estimations du bilan massique présentées au tableau 3.2 sont intégrées sur tout l'est du Canada et des États-Unis. Nous nous attendons cependant à ce que la part des émissions des États-Unis dans les dépôts humides de soufre au Canada (et vice versa) varie spatialement, la part la plus forte s'observant près de la frontière États-Unis – Canada et la plus faible part s'observant dans les régions canadiennes à fortes émissions qui sont éloignées de la frontière. C'est ce que confirment les résultats du RADM de Dennis et al. (1990), qui ont estimé la contribution des émissions des États-Unis aux dépôts humides sur le Canada à environ 95% dans le sud-ouest de l'Ontario et 35% dans la région de Sudbury.

Enfin, afin d'étudier les incertitudes associées aux résultats de ces bilans massiques, nous avons évalué la sensibilité des calculs du bilan massique à deux facteurs potentiellement importants: 1) le flux d'émissions de soufre d'origine humaine et naturelle dans la zone d'intégration; 2) la taille de la zone d'intégration choisie aux fins de l'analyse. Pour évaluer le premier facteur, nous avons supposé une zone d'afflux correspondant à une bande d'États et de provinces d'environ 1000 km de largeur, à l'ouest de la zone d'intégration. Nous avons ensuite comparé les émissions de SO_2 dans la zone d'afflux aux émissions dans la zone d'intégration. Aux États-Unis, les émissions de SO_2 dans la zone d'afflux en 1990-1994 n'équivalaient qu'à 12% des émissions de SO_2 de l'intérieur de la zone (plus de la moitié de ces 12% provenant du Texas). Étant donné que certains afflux d'émissions se déposent avant leur advection dans la zone d'intégration, il est peu probable que l'afflux d'émissions de SO_2 ait un impact important sur les résultats du bilan massique. Au Canada, les émissions de la zone d'afflux en 1990-1994 étaient égales à environ 35% des émissions totales à l'intérieur de la zone

d'intégration. Cependant, à peu près 80% de cet afflux d'émissions est attribuable à deux fonderies de métaux non ferreux situées dans le nord du Manitoba, à environ 800 km de l'extrémité nord-ouest de la zone d'intégration. Des études sur ces fonderies (non présentées ici) indiquent qu'une forte proportion des émissions se dépose à l'extérieur de la zone d'intégration. Cela laisse donc supposer que la quantité de soufre qui voyage jusqu'à la zone d'intégration de l'est du Canada est relativement modeste comparativement aux émissions produites dans la zone d'intégration. C'est ce que semblent confirmer les moyennes sur 5 ans de la distribution des dépôts humides de nsmSO_4^{2-} aux figures 3.19a) et b), qui indiquent que les valeurs des dépôts humides le long des limites ouest et nord de la zone d'intégration sont les plus faibles de tout le domaine. Ce ne serait pas le cas si les émissions des fonderies exerçaient une forte influence sur la portion de la zone d'intégration la plus proche des fonderies.

Nous avons réalisé une évaluation semblable afin d'estimer l'influence des émissions naturelles de soufre susceptibles d'affluer vers la zone d'intégration à partir de régions situées plus au nord. Nous avons donc estimé les émissions naturelles de diméthylsulfure et de sulfure d'hydrogène provenant de l'archipel Arctique, de la partie nord de la région boréale (lacs et sols) et de la toundra canadienne. Tous les chiffres sont adaptés de Sharma et al. (1999). Les émissions naturelles totales estimées qui pourraient affluer dans la zone d'intégration se chiffrent à environ 53 kT S/a, soit environ 6% des émissions anthropiques de soufre dans l'est du Canada à l'intérieur de la zone d'intégration pour 1990-1994. Là encore, comme une bonne part de ces émissions se dépose pendant leur advection vers la zone d'intégration, il est très peu probable que les émissions naturelles de soufre aient un impact important sur les résultats du bilan massique.

Pour vérifier de façon plus quantitative les effets de l'afflux d'émissions sur les résultats du bilan massique de l'est du Canada, nous avons effectué une série de calculs de sensibilité prudents à partir des équations 1 et 3. Nous avons ainsi supposé que la moitié des émissions des fonderies manitobaines pourrait se transporter jusque dans la zone d'intégration et que le quart des émissions naturelles de soufre pourraient se déposer par voie humide dans la zone d'intégration. L'inclusion de ces chiffres aux équations 1 et 3 fait passer les valeurs de F_1 au tableau 3.2 de 78% à 74% et de 45% à 36%, respectivement si $A = 0,20$ et $0,50$. Ceci nous indique que la valeur de F_1 (le pourcentage des dépôts humides sur l'est du Canada attribué aux émissions de l'est des États-Unis) associé à $A = 0,50$ est relativement sensible à

la quantité de soufre qui pénètre dans la zone d'intégration en provenance du Manitoba et de la Saskatchewan, mais que la valeur de F_1 associée à $A = 0,20$ ne l'est pas.

Pour évaluer l'incertitude associée au choix de la zone d'intégration, nous avons procédé à une analyse de sensibilité pour la période 1990-1994 en étendant la zone d'intégration vers le nord (au Canada) de 51° à 55° de latitude nord et vers l'est (aux États-Unis) jusqu'au fleuve Mississippi, ce qui accroît de 38% les dépôts humides intégrés dans l'est du Canada et abaisse de 9% les émissions de l'est des États-Unis. L'augmentation des dépôts humides dans l'est du Canada entraîne l'augmentation des valeurs de F_1 au tableau 3.2 de 78% à 84% et de 45% à 60%, respectivement si $A = 0,20$ et $0,50$. Cela signifie que l'analyse du bilan massique est relativement peu sensible au choix de la zone d'intégration dans l'est du Canada. La baisse de 9% des émissions des États-Unis causée par la réduction de la zone d'intégration de ce pays ne modifie en rien les valeurs de F_1 au tableau 3.2, car F_1 est indépendant du terme des émissions des États-Unis (voir l'équation 3).

En conclusion, les résultats du bilan massique semblent légèrement sensibles au flux des émissions naturelles et anthropiques de soufre vers la zone d'intégration et à la taille de la zone d'intégration; cette sensibilité n'affaiblit cependant pas notre conclusion antérieure, à savoir que de 45% à 78% des dépôts humides de soufre qui tombent sur l'est du Canada sont attribuables aux émissions de SO_2 de l'est des États-Unis. Cet exercice a néanmoins permis d'établir une plage d'incertitude raisonnable de 36% à 84%.

3.4.3.3.2 Azote

Nous avons adopté la même approche fondée sur le bilan massique à l'égard des valeurs des émissions et dépôts humides intégrés d'azote aux figures 3.29a) et b). Nous avons formulé pour l'azote des hypothèses semblables à celles utilisées pour le soufre (voir la section 3.4.3.3.1), y compris l'hypothèse que la fraction des émissions canadiennes de NO_x qui se dépose par voie humide sur l'est du Canada se situe probablement entre 20% et 50%. Les résultats sont très semblables à ceux obtenus dans le cas du soufre: si 20% à 50% des émissions canadiennes de NO_x se déposent par voie humide sur l'est du Canada, alors respectivement 83% à 52% des dépôts humides d'azote sur l'est du Canada sont attribuables aux émissions de NO_x de l'est des États-Unis. Les valeurs estimées de l'apport canadien aux dépôts humides de nitrate sur les États-Unis sont également semblables à celles obtenues pour le soufre; elles sont aussi extrêmement sensibles aux grandes quantités d'émissions

des États-Unis. Il n'y a toutefois aucun moyen d'évaluer si ces hypothèses et résultats sont raisonnables.

En résumé, les valeurs des émissions et dépôts humides intégrés présentées aux figures 3.26 et 3.29 donnent à penser que les émissions de l'est des États-Unis contribuent dans une proportion qui se situe en gros entre 50% et 80% aux dépôts humides intégrés de soufre et d'azote sur l'est du Canada. Cela étant, les futures réductions des émissions dans l'est des États-Unis auront un effet important sur la réduction des dépôts humides de soufre et d'azote qui tombent sur l'est du Canada.

3.4.4 Dépôts de polluants acides attribuables aux nuages dont la base est à la surface

Dans le volume 2 de l'évaluation de 1997 (Environnement Canada, 1997), il est question du dépôt d'eau de brouillard et de nuage contenant des composés acidifiants. On y estime que les régions géographiques de l'est du Canada qui ont souvent des nuages basés à la surface reçoivent beaucoup plus de dépôts que ce qu'indiquent les estimations courantes sur les dépôts humides et secs. Ces régions comprennent en général les secteurs au-delà de 500 à 800 m d'altitude environ, ce qui indique que les régions en altitude du sud du Québec et du Nouveau-Brunswick, pour ce qui est des écosystèmes canadiens, ainsi que le nord de la Nouvelle-Angleterre aux États-Unis sont des régions à risque. Pour l'est du Canada, les meilleures données quantitatives viennent des mesures de la chimie du brouillard et de la modélisation des dépôts réalisées pour le mont Round Top et le mont Tremblant à partir des mesures prises dans le cadre du Programme d'étude de la chimie du brouillard en altitude (CBA; Schemenauer et al., 1995). À ces stations, on a estimé la moyenne annuelle des dépôts de sulfate par le brouillard à 33,3 kg/ha/a et à 79,4 kg/ha/a, des périodes respectives de 1988-1989 et de 1986-1991. Les dépôts de sulfate venus de l'eau des nuages au mont Round Top correspondent à une fois et demie la quantité de dépôts humides de sulfate (précipitations seulement), soit 21,8 kg/ha/a, telle qu'il a été mesuré dans la vallée au pied de la montagne, à la station de Sutton du RCEPA. On peut s'attendre à ce que ce ratio soit beaucoup plus élevé au mont Tremblant, car on estime que les dépôts issus de l'eau de nuages y sont plus élevés. Les dépôts de nitrate et de substances à forte acidité issus du brouillard sont eux aussi importants dans ces zones sensibles. Cependant, leur quantité relative, par comparaison avec les dépôts humides, n'est pas si importante, sur la base de la comparaison effectuée au mont Round Top. La quantité accrue des

précipitations en altitude, dont il est aussi question dans l'évaluation de 1997, augmente d'autant la quantité des dépôts non comptabilisés dans les données dont nous disposons actuellement sur les dépôts humides et secs dans les secteurs à faible altitude.

Dans les régions montagneuses de l'est du Canada, on n'a ni recueilli de nouvelles mesures ni estimé les dépôts nuageux depuis la dernière évaluation. Cette lacune est due à la difficulté de collecter ces données et au coût associé, surtout en hiver. Les nouvelles données les plus pertinentes viennent du programme des dépôts acides en région montagneuse (MADPro) de l'USEPA des États-Unis. Dans le cadre de ce programme, on a recueilli des mesures de l'eau de nuages et de sa composition chimique au cours des étés 1994 à 1999 à trois sites de la chaîne des Appalaches. Ce sont les seules mesures systématiques réalisées dans l'est de l'Amérique du Nord depuis les études du MCCP (le Mountain Cloud Chemistry Program des États-Unis) et du CBA, qui se sont respectivement terminées en 1989 et en 1991. Deux des stations du MADPro sont situées loin au sud de la frontière Canada – États-Unis (Whitetop, en Virginie, et Clingman's Dome, au Tennessee). L'autre station du MADPro est située au mont Whiteface, dans le nord-est de l'État de New York, au même endroit que pendant le MCCP. Géographiquement parlant, le mont Whiteface est situé assez près des régions en altitude du sud du Québec pour que les données sur la chimie et les dépôts des nuages soient pertinentes pour le Canada. En outre, des analyses récentes des données du MCCP et du CBA (Urquiza et al., 2003) indiquent que des facteurs météorologiques semblables influent sur la teneur en sulfate de l'eau de nuage dans le nord-est des États-Unis et le sud du Québec. Les mesures du MADPro ont été décrites en détail par Baumgardner et al. (2003). Il y a certains écarts entre les conclusions qu'on peut tirer du MADPro et les mesures antérieures du brouillard en altitude, ce qui contribue à mettre en lumière l'incertitude associée à l'estimation des dépôts d'eau de nuage. Il existe toutefois un consensus raisonnable sur le fait que les dépôts d'eau de nuage contribuent dans une large mesure aux dépôts totaux de soufre et d'azote dans les régions en altitude souvent enveloppées de nuages. Cela signifie donc que les mesures des dépôts humides et secs effectuées aux stations à faible altitude ne sont guère représentatives des secteurs en altitude avoisinants. De plus, l'analyse des tendances de la chimie de l'eau de brouillard réalisée par Baumgardner aux stations du MADPro donne à penser que la réduction des émissions de SO₂ au milieu des années 1990 a entraîné une réduction dans la teneur en sulfate de l'eau de nuage, bien qu'il faille admettre qu'une analyse plus détaillée de ces données s'impose.

Au Canada, les quelques recherches sur la composition chimique de l'eau de brouillard qui ont été effectuées depuis l'évaluation de 1997 ont été centrées sur le brouillard côtier. Plusieurs régions côtières du Canada atlantique sont plongées relativement souvent dans le brouillard, surtout en été. Par exemple, à l'aéroport de Saint-Jean (N.-B.), il y a généralement environ 375 heures de brouillard par an (tableau 3.4); or, cette station d'observation est située à quelques kilomètres à l'intérieur des terres. L'évaluation de 1997 donne de l'information sur la contribution aux dépôts du brouillard et de ses effets sur la forêt, sur la base d'un petit nombre de mesures et d'études de modélisation menées dans le sud-est de la Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick.

Subséquentement à l'évaluation de 1997, le Service canadien des forêts (Roger Cox et Xin-Biao Zhu) a procédé à de nouvelles mesures de la composition chimique du brouillard à la pointe Lepreau (N.-B.), au cours des étés 1996, 1998 et 1999. On avait déjà obtenu des mesures du brouillard au même endroit de 1987 à 1989. Ces deux ensembles de données « chevauchent » la période de forte réduction des émissions de SO₂ dans l'est de l'Amérique du Nord, ce qui permet de déterminer le degré de sensibilité des concentrations ioniques dans le brouillard côtier face à l'évolution des émissions en amont.

Le tableau 3.4 indique que, pendant la période estivale 1987-1989, on a prélevé des échantillons de brouillard de 31 événements distincts et de 29 événements pour la période 1996-1999. Au cours de ces périodes, le nombre d'échantillons prélevés chaque année a légèrement varié, surtout pendant la première période. En général, la majeure partie des événements ayant donné lieu à des prélèvements sont survenus en juillet ou en août. La figure 3.32 résume sous forme graphique les observations sur les concentrations collectées au cours des deux périodes. Avant la réduction des émissions de SO₂ (1987-1989), la teneur moyenne arithmétique en sulfate était de 318 µeq/L; après les réductions, elle a baissé jusqu'à 208 µeq/L. Comme on pouvait s'y attendre, étant donné la stabilité relative des émissions de NO_x mentionnée plus haut, on n'a pas observé de baisse de la teneur en nitrate, tandis que la baisse relative de l'acidité (H⁺) s'est située entre celle des sulfates et celle des nitrates. Seule l'évolution de la teneur en nitrate d'une période à l'autre a été statistiquement significative au niveau $\alpha = 0,01$, d'après le test de Student.

Le ratio arithmétique moyen sulfate/nitrate est passé de 2,58 à 1,57 d'une période à l'autre. Si nous supposons que l'évolution de la teneur en nitrate entre les deux périodes est principalement due aux fluctuations des conditions météorologiques (car les émissions de NO_x n'ont pas

Tableau 3.4. Portrait statistique des mesures du brouillard côtier à la pointe Lepreau (N.-B.). Le volume est exprimé en mL. Comme le volume des échantillons n'a pas été saisi en 1998 et en 1999, on ne donne que les moyennes arithmétiques des concentrations (en $\mu\text{eq/L}$). Les dépôts sont exprimés en kg/ha sur la base du flux d'eau de brouillard intercepté par la forêt de conifères, qui occupait 75,4% des terres émergées de la pointe Lepreau. Le nombre d'heures de brouillard rapporté chaque année à l'aéroport de Saint-Jean est indiqué dans la dernière colonne. Comme une partie seulement des événements de brouillard ont fait l'objet de prélèvements à la pointe Lepreau, nous avons grossi à l'échelle les estimations des dépôts annuels provenant de ces événements à partir du nombre d'heures de brouillard à Saint-Jean afin d'obtenir des totaux annuels représentatifs. Plus précisément, nous avons calculé le taux de dépôt d'acidité, de sulfate et de nitrate (en $\mu\text{eq/m}^2/\text{h}$) en multipliant les concentrations moyennes saisonnières (en $\mu\text{eq/L}$) de sulfate, de nitrate, et l'acidité par la vitesse de dépôt de l'eau de brouillard (en $\text{L/m}^2/\text{h}$), sur la base du taux d'occurrence du brouillard détecté à l'aéroport.

Année	N ^{bre} de prélèvements de brouillard	Vol (mL)	SO ₄ ²⁻ ($\mu\text{eq/L}$)	NO ₃ ⁻ ($\mu\text{eq/L}$)	H ⁺ ($\mu\text{eq/L}$)	Dépôt de S ($\mu\text{eq/m}^2/\text{h}$)	Dépôt de N ($\mu\text{eq/m}^2/\text{h}$)	Dépôt de H ⁺ ($\mu\text{eq/m}^2/\text{h}$)	N ^{bre} d'heures de brouillard à St-Jean
1987	5	440	329	167	347	2,61	0,29	0,043	239
1988	11	2183	278	112	254	4,44	0,39	0,063	482
1989	15	2676	348	119	257	5,69	0,43	0,066	493
1987-89	31	5299	318	133	286	12,81	1,17	0,180	1214
1996	8	1659	179	89	197	2,46	0,27	0,042	414
1998	13	-	225	164	207	2,43	0,39	0,035	326
1999	8	-	219	143	242	2,20	0,32	0,038	304
1996-99	29	-	208	132	215	7,19	0,99	0,120	1044

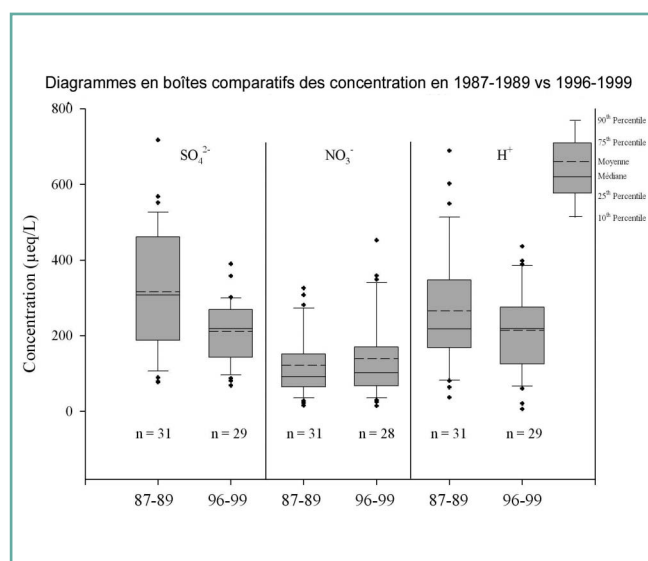


Figure 3.32. Diagrammes en boîte comparatifs de la teneur en SO₄²⁻, en NO₃⁻ et en H⁺ de l'eau de brouillard à la pointe Lepreau (N.-B.) pour les périodes 1987-1989 et 1996-1999. Le nombre de prélèvements inclus dans chaque graphique en boîte est donné par la variable « n ».

beaucoup changé) et que la variabilité météorologique a eu le même effet sur la teneur en sulfate que sur la teneur en nitrate, tout porte à croire que la teneur en sulfate de l'eau de brouillard dans les régions côtières de la baie de Fundy a décliné sous l'influence des réductions des émissions de SO₂.

3.5 ATTRIBUTION DES SOURCES

Dans les sections précédentes, nous avons montré que les réductions des émissions de SO₂ dans l'est du Canada et des États-Unis avaient entraîné la réduction des dépôts humides de soufre dans l'est de l'Amérique du Nord. Nous ne savons toutefois pas si nous pouvons, à partir des données de mesure de certaines stations, arriver à mieux évaluer les contributions relatives du Canada et des États-Unis aux dépôts secs et humides de l'est du Canada. Les données sur les émissions et les dépôts humides analysées à la section 3.4.3.2 donnent à penser que les émissions provenant des États-Unis contribuent largement aux dépôts humides de soufre et d'azote dans l'est du Canada. Dans la présente section, nous présentons l'évaluation des contributions respectives de diverses zones d'émission aux dépôts humides, secs et totaux dans différentes régions du Canada (et dans une région des États-Unis).

3.5.1 Méthodologie

Les données utilisées pour analyser l'attribution des sources ont été recueillies par le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCEPA) aux stations indiquées à la figure 3.3. Ces données portent sur les concentrations quotidiennes dans l'air et dans les précipitations et les estimations conséquentes des dépôts humides quotidiens de SO₄²⁻ et de NO₃⁻, les dépôts secs quotidiens de SO₂, de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ total (HNO₃ + p-NO₃) et les dépôts quotidiens totaux (humides + secs) de soufre et d'azote (pour toutes les espèces

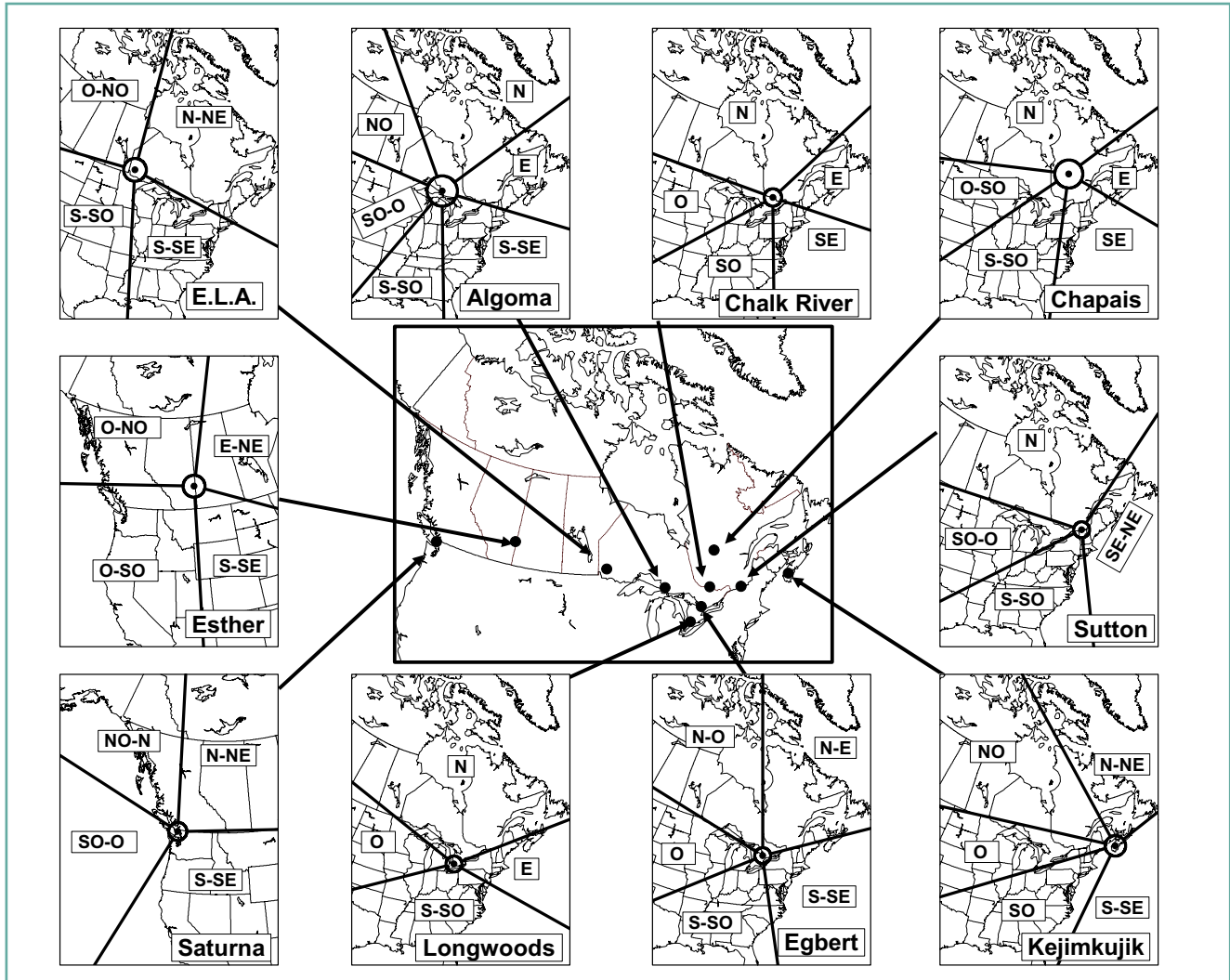


Figure 3.33. Secteurs angulaires utilisés pour le tri des données aux dix stations du RCEPA.

ci-dessus). Les données couvrent la période 1998-2002, c'est-à-dire la période pour laquelle le RCEPA disposait de données sur les dépôts secs. Aux fins de l'analyse, nous avons utilisé des données provenant de dix stations du RCEPA – les seules pour lesquelles il existe des estimations des dépôts secs et humides pour les cinq années de la période 1998-2002 (sauf dans le cas de la station de Sutton, pour laquelle les estimations n'en couvrent que quatre).

Pour réaliser l'analyse d'attribution des sources, nous avons fusionné les données de mesure quotidiennes du RCEPA avec leur rétrotrajectoire sur trois jours. Nous avons calculé les rétrotrajectoires en trois dimensions à l'aide du modèle de trajectoire hémisphérique (MTH) (Voldner et al., 1981; Walmsley et Mailhot, 1982), en nous servant des données

météo analysées du Centre météorologique canadien. Les données sur la chimie des précipitations et sur les dépôts humides ont été analysées en combinaison avec des rétrotrajectoires sur trois jours commençant au niveau 850 mb et variant horizontalement et verticalement dans le temps selon les données de vent analysées. Nous avons choisi cette pression de départ de 850 mb (environ 1100 m) parce qu'il s'agit d'une pression moyenne qui correspond à l'échelle régionale au lessivage par les précipitations. Les données sur la chimie de l'air et sur les dépôts secs ont été analysées en combinaison avec des trajectoires commençant à 925 mb (environ 400 m), c'est-à-dire à la pression que ce que nous croyons être la plus représentative du flux d'échelle régionale dans la couche de mélange. Les rétrotrajectoires sur trois jours présentent un compromis raisonnable entre celles sur

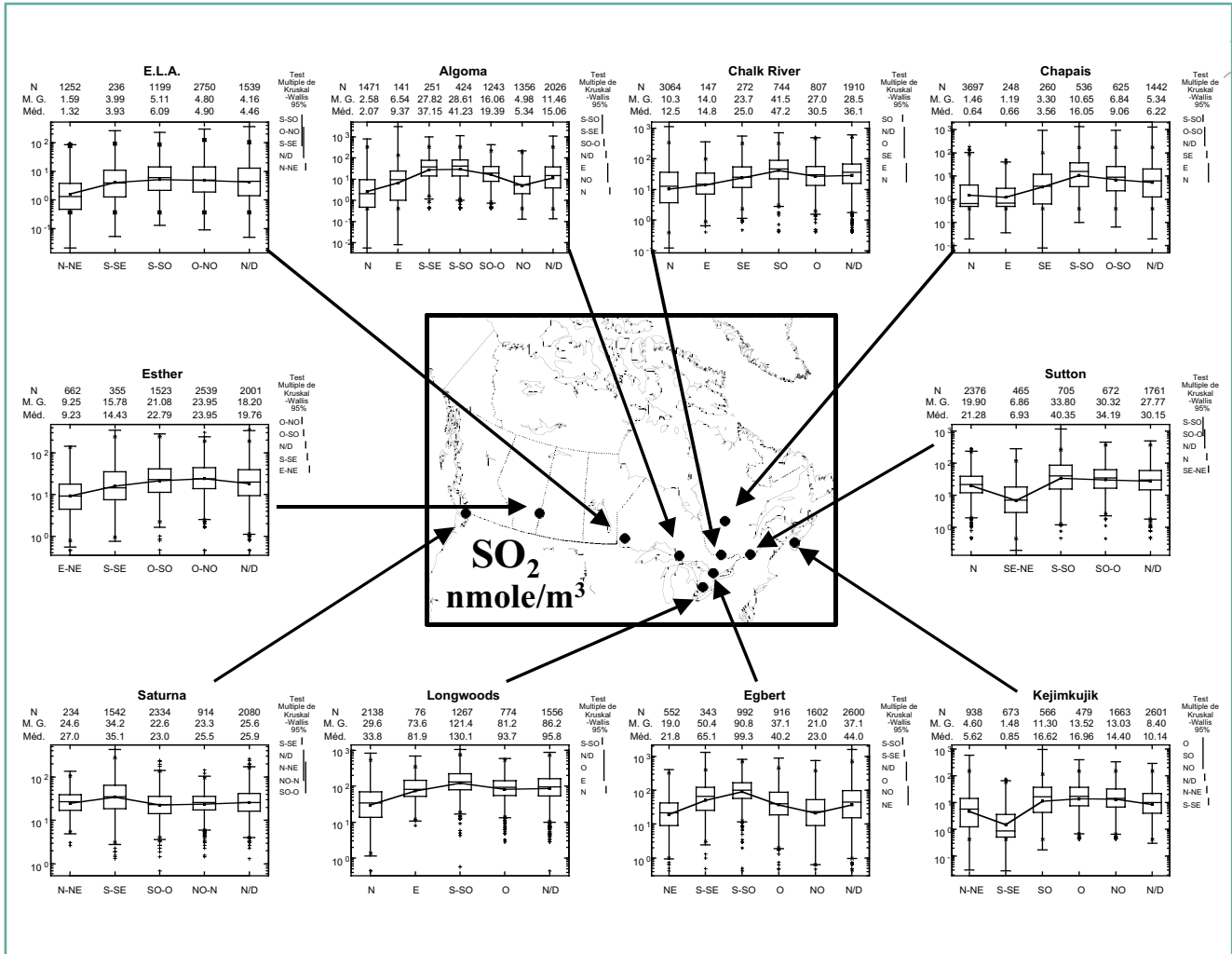


Figure 3.34. Concentration de dioxyde de soufre dans l'air (nmol/m^3): diagrammes en boîte et statistiques, 1998-2002. Les valeurs données au-dessus des graphiques indiquent le nombre de trajectoires (N), la moyenne géométrique des valeurs de concentration et la concentration médiane du secteur. Les résultats des tests de signification de Kruskal-Wallis sont donnés à la droite de chaque graphique en ordre décroissant de médianes. Les différences « non significatives » sont indiquées par des traits verticaux. Les diagrammes en boîte présentent les valeurs de la moyenne et de la médiane (là où les lignes joignant les boîtes rencontrent les valeurs des médianes), le 25^e centile, le 75^e centile, la médiane $\pm 1,5$ fois l'intervalle interquartile (bout des barres) et les valeurs débordant ces dernières (indiquées par le symbole « + »).

deux et sur quatre jours puisqu'elles couvrent d'habitude une distance de 1000 à 1300 km et traversent donc la plupart des principales zones d'émission de l'est de l'Amérique du Nord. Nous avons calculé quatre trajectoires par jour, pour 0000, 0600, 1200 et 1800 heures UTC, et les avons archivées avec les données du jour sur la chimie de l'air et des précipitations et sur les dépôts humides et secs. Nous avons donc attribué aux quatre trajectoires d'une même journée de mesure du RCEPA les mêmes mesures quotidiennes de concentrations et de dépôts.

L'analyse d'attribution des sources a été réalisée comme suit:

1. **Tri des trajectoires et des données en secteur angulaire.** Pour chaque station de mesure, nous avons établi de 4 à 6 secteurs angulaires servant à séparer les principales zones d'émission de SO_2 et de NO_x susceptibles d'influer sur les dépôts secs et humides à la station (figure 3.33). Ces choix reposent sur les connaissances *a priori* des inventaires des émissions de SO_2 et de NO_x en Amérique du Nord. Nous avons ensuite affecté chaque trajectoire (4 par jour durant toute la période 1998-2002) au secteur dans lequel elle passait au

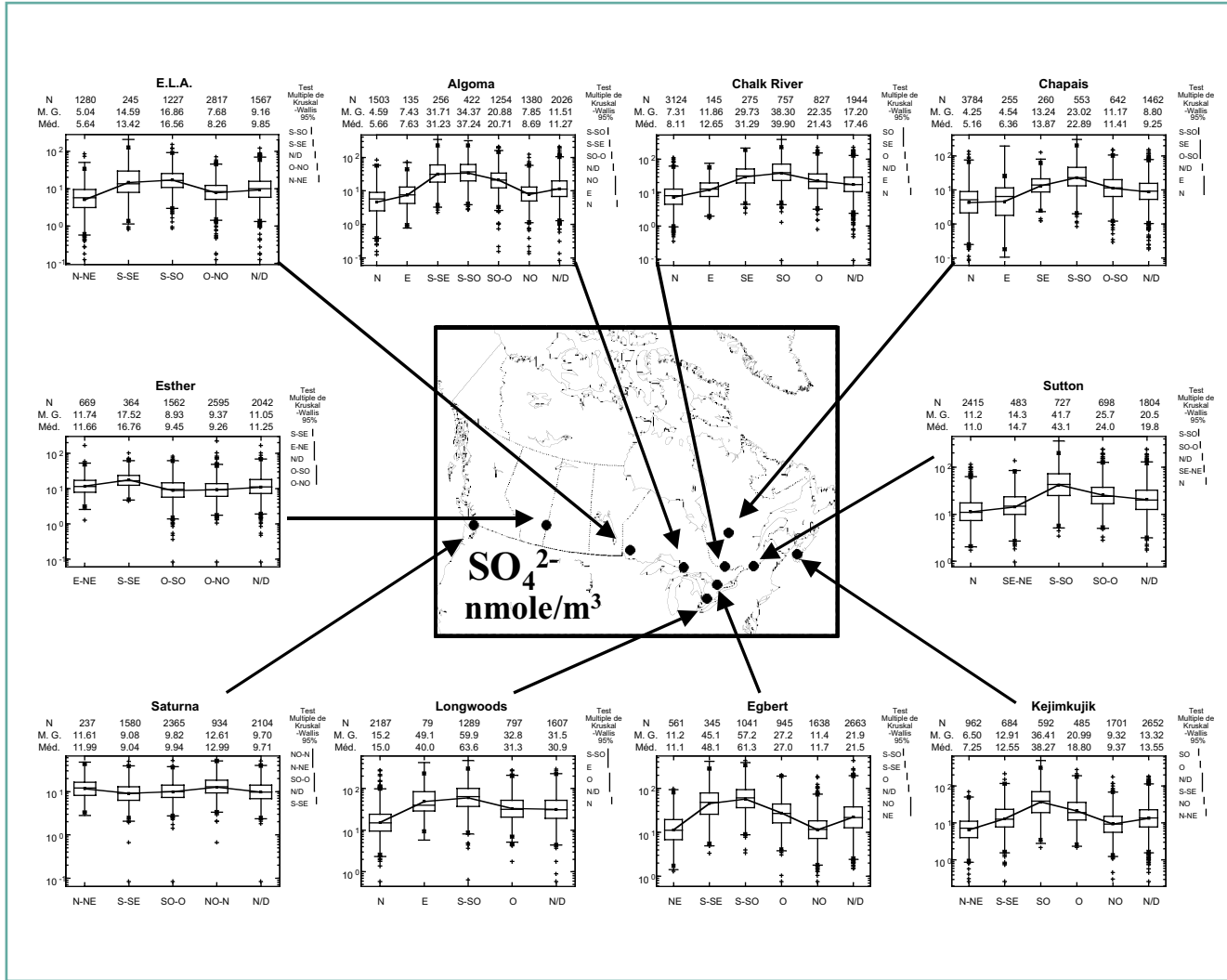


Figure 3.35. Teneur en sulfate de l'air (nmol/m³): diagrammes en boîte et statistiques pour chaque secteur angulaire tel qu'ils sont décrits à la figure 3.34.

moins 70% des trois derniers jours. Nous avons choisi cette valeur de 70% sur la base d'une analyse de sensibilité utilisant plusieurs valeurs différentes. On n'a pas tenu compte dans cette analyse de la partie des trajectoires comprise dans une zone d'exclusion de 100 à 200 km de rayon, déterminée arbitrairement autour de chaque station. Cette zone d'exclusion a pour but d'éliminer les possibilités de confusion entre les résultats causées par le passage des trajectoires d'un secteur à l'autre à l'approche d'une station. Nous avons groupé toutes les trajectoires fortement courbées et ne passant pas 70% de leur temps de parcours dans un même secteur sous l'appellation « non attribuable » ou « N/A ». Nous avons ensuite assigné chaque mesure quotidienne de concentration et de dépôts au même secteur que la trajectoire qui lui était associée. Nous avons donc

obtenu, pour chaque station, un ensemble de concentrations et de mesures de dépôts par secteur. L'analyse statistique de ces sous-ensembles de données a été réalisée aux étapes 2 et 3.

2. Diagrammes en boîte et tests de Kruskal-Wallis.

Pour chaque station, nous avons produit des diagrammes en boîte sur des statistiques de distribution des secteurs, à l'aide des sous-ensembles par secteur des données de concentration. Nous avons ensuite classé les données par secteur en ordre décroissant de grandeur et vérifié les différences statistiquement significatives entre les médianes des secteurs à l'aide de tests de signification simultanée de Kruskal-Wallis à un niveau de confiance d'ensemble de 95% (Miller, 1981). Les tests ont été effectués indépendamment pour chaque station. Les

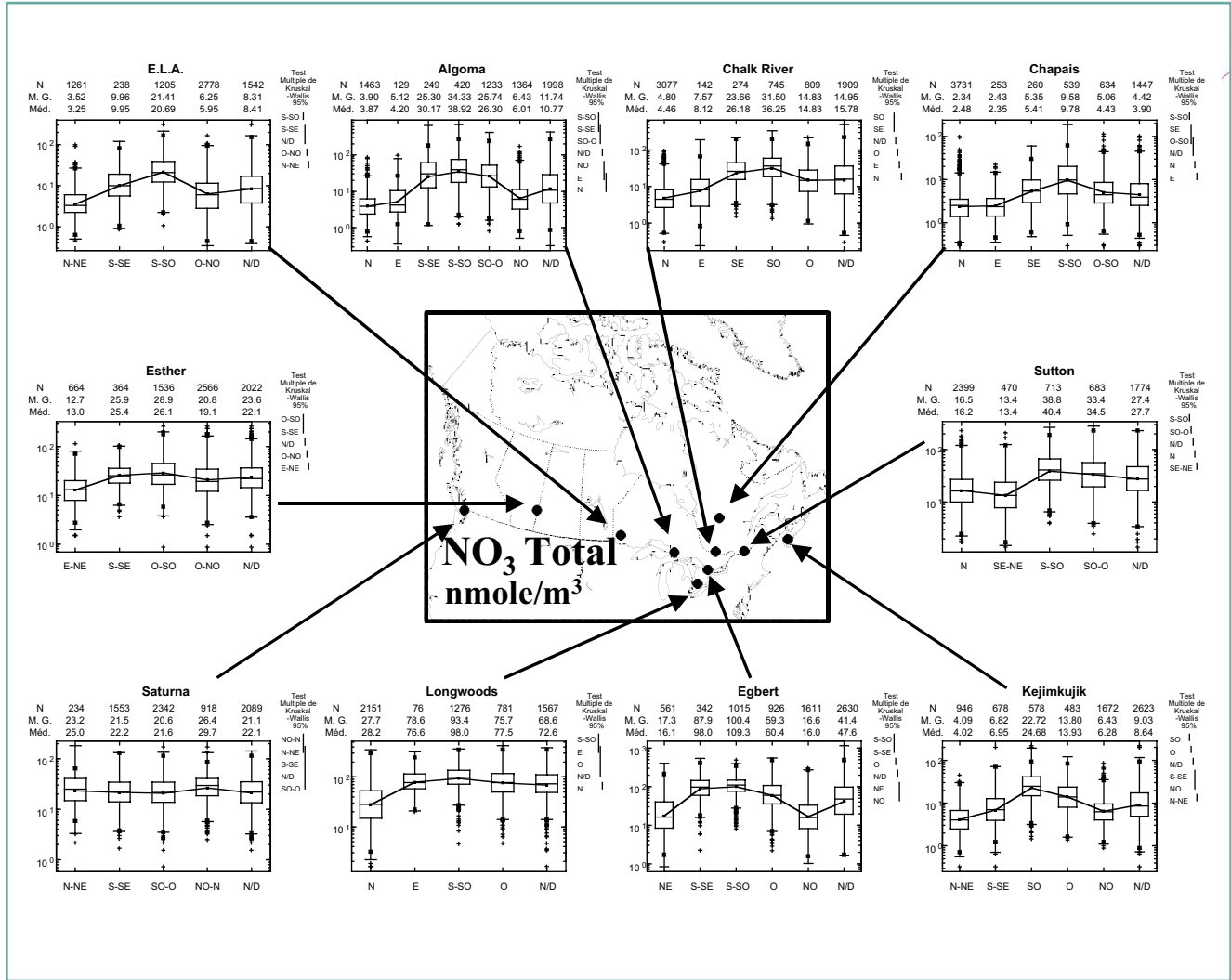


Figure 3.36. Teneur en NO_3 total de l'air (nmol/m^3): diagrammes en boîte et statistiques pour chaque secteur angulaire tel qu'ils sont décrits à la figure 3.34.

figures 3.34 à 3.36 présentent, pour toutes les stations, les diagrammes en boîte des teneurs en SO_2 , en SO_4^{2-} et en NO_3 total ($\text{HNO}_3 + \text{NO}_3$) de l'air. Les figures 3.37 et 3.38 donnent les teneurs en SO_4^{2-} et en NO_3 des précipitations (on notera que ces graphiques utilisent des échelles de concentration logarithmiques). Les classements relatifs des secteurs et les résultats des tests de signification de Kruskal-Wallis sont présentés à la droite des diagrammes en boîte. Les classements relatifs sont présentés en ordre décroissant (les plus élevés en haut, les moins élevés en bas). Dans les graphiques représentant les résultats des tests de Kruskal-Wallis, les secteurs qui ne sont pas significativement différents les uns des autres sont reliés par un trait vertical. Les secteurs qui ne sont pas reliés par un trait sont considérés comme significativement différents les uns des autres.

3. **Analyse de contribution des sources.** Pour chacune des stations du RCEPA, nous avons estimé le taux d'apport de chaque secteur au total des dépôts (humides + secs) des différentes espèces de soufre et d'azote pendant la période 1998-2002 à l'aide d'une analyse de contribution des sources. Pour ce faire, nous avons sommé les valeurs des dépôts secs et humides de chaque espèce dans chacun des secteurs et divisé chacune de ces sommes sectorielles par la somme totale des dépôts pour tous les secteurs (par espèce). Nous avons alors obtenu un pourcentage représentant la contribution du secteur aux dépôts humides et secs de chaque espèce sur la station. Ces calculs ont été effectués pour les dépôts secs de SO_2 , de SO_4^{2-} et de NO_3 total et pour les dépôts humides de SO_4^{2-} et de NO_3 . Ces valeurs en pourcentage sont données plus loin dans les

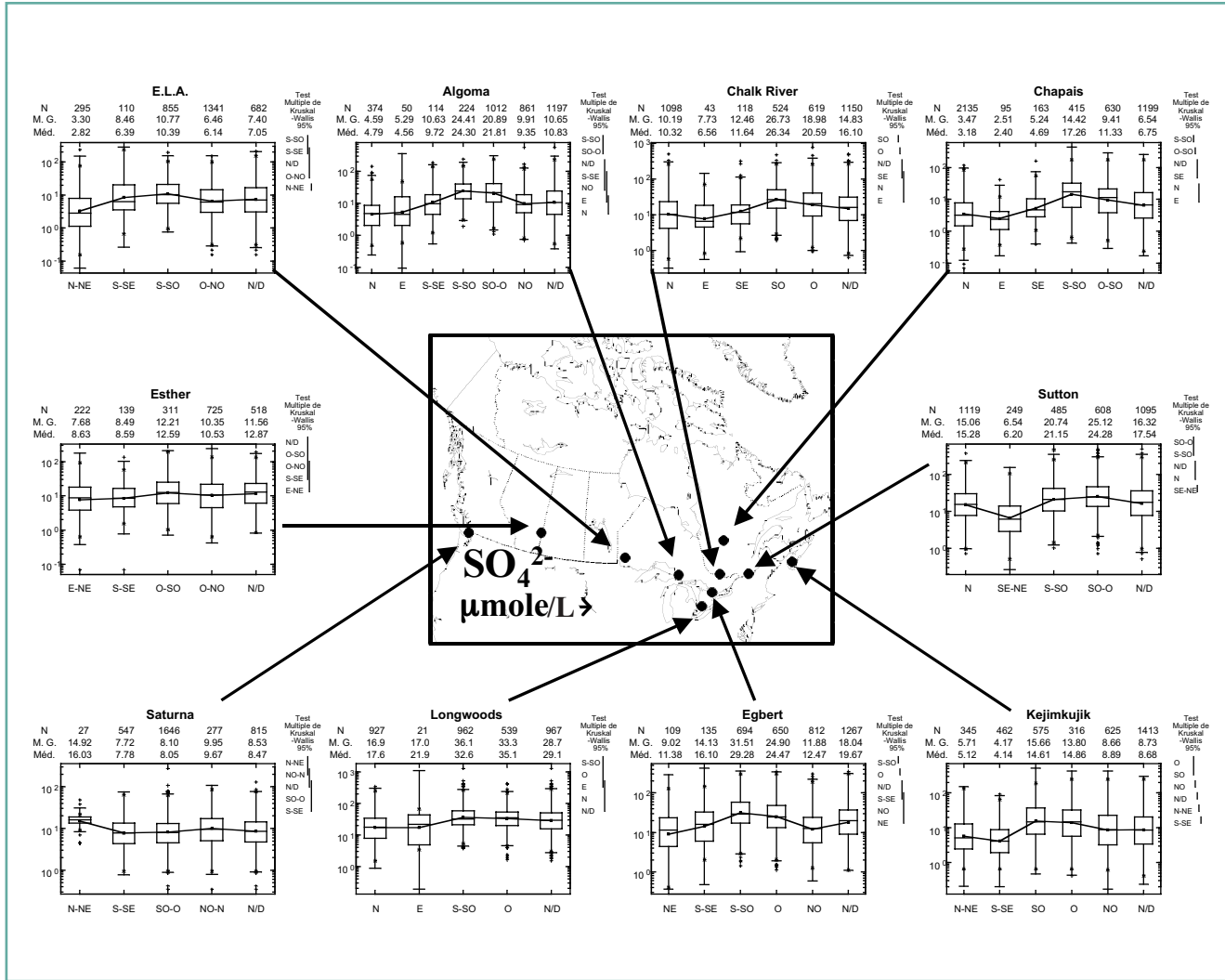


Figure 3.37. Teneur en sulfate des précipitations ($\mu\text{mol/L}$): diagrammes en boîte et statistiques pour chaque secteur angulaire tel qu'ils sont décrits à la figure 3.34.

tableaux de la section « Résultats ». Pour chacune des stations, nous avons appliqué la même technique aux hauteurs de précipitations par secteur afin de déterminer la contribution en pourcentage de chacun des secteurs aux précipitations totales. Cette statistique s'est révélée utile pour comprendre la contribution de chaque secteur aux dépôts humides de chacune des stations. Dans notre analyse, nous n'avons pas rencontré de problèmes importants de données insuffisantes, puisque les neuf stations avaient un niveau d'exhaustivité des données de 95% à 100% pour le SO_4^{2-} et le NO_3^- dans les précipitations (avec 5 stations au-dessus de 99%) et de 93% à 97% pour les espèces présentes dans l'air.

Dans la deuxième et très importante partie de cette analyse, nous avons, pour chacune des espèces, assigné à d'autres secteurs les valeurs de dépôts « non attribuables » (N/A). Nous avons donc assigné à plusieurs secteurs les valeurs de dépôts associées à toutes les trajectoires fortement courbées. Cette étape était essentielle au calcul de la contribution des espèces du soufre et de l'azote aux dépôts totaux. Pour ce faire, nous avons séparé la fraction non attribuable de chaque type de dépôts entre tous les autres secteurs au prorata de leur contribution en pourcentage. Par exemple, pour une station où 4 secteurs ont apporté 5%, 15%, 20% et 40% des dépôts, avec 20% de dépôts non attribuables, ces 20% ont été distribués entre les secteurs au prorata de leur contribution

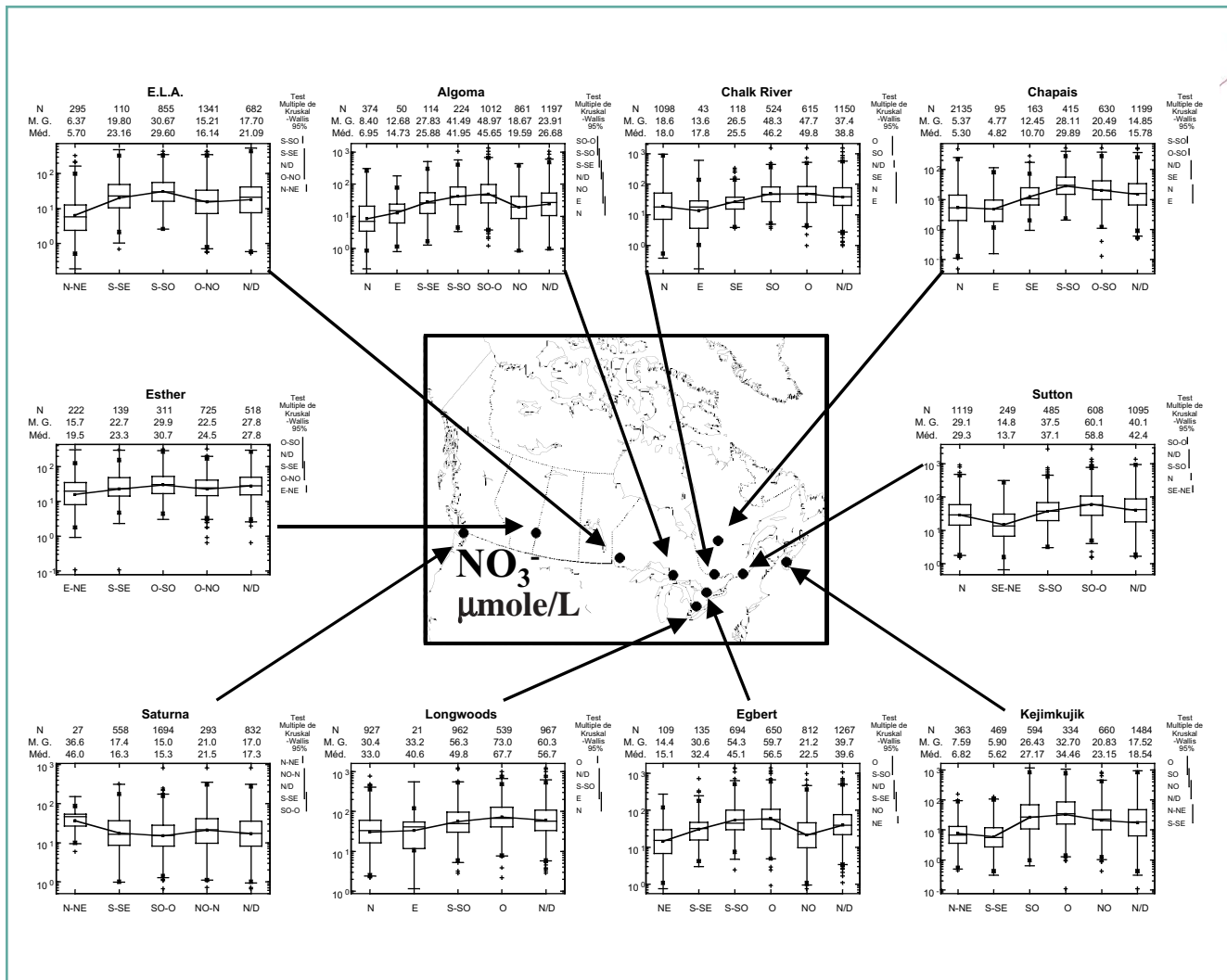


Figure 3.38. Teneur en NO_3^- des précipitations ($\mu\text{mol/L}$): diagrammes en boîte et statistiques pour chaque secteur angulaire tel qu'ils sont décrits à la figure 3.34.

respective de 5%, 15%, 20% et 40%. On notera que cette technique est aussi utilisée dans les sondages politiques, où on considère que les voix des indécis se répartiront de la même manière que celles des autres sondés.

Dans la dernière partie de l'analyse de contribution des sources, nous avons combiné les espèces et estimé, pour chacune des stations, la contribution en pourcentage de chacun des secteurs à l'ensemble des dépôts de soufre et à l'ensemble des dépôts d'azote. Par ensemble des dépôts, nous entendons la somme des dépôts humides et secs de toutes les espèces. **On notera que les résultats pour les dépôts secs d'azote que nous présentons ici ne concernent que l'azote oxydé HNO_3 et les particules de NO_3^- et qu'ils**

n'incluent pas les dépôts secs de NO_2 , l'espèce réduite d'azote NH_3 ni les particules de NH_4^+ . On notera également que dans notre analyse des dépôts humides et secs, on a distingué les différents oxydes de soufre et d'azote, alors que notre discussion sur l'ensemble des dépôts (humides + secs) concerne nécessairement la somme de tous les oxydes de soufre et sur la somme de tous les oxydes d'azote. Les calculs de la contribution des sources ont été effectués à partir des moyennes sur 5 ans des dépôts humides et secs des différentes espèces du soufre et de l'azote (en kg S/ha/a et en kg N/ha/a) présentées dans la section 3.3. Pour chaque station, nous avons multiplié les valeurs des dépôts humides et secs par la contribution en pourcentage des différents secteurs et converti les résultats en unités de soufre

Contribution relative des différents secteurs au dépôt total de soufre aux stations du RCEPA

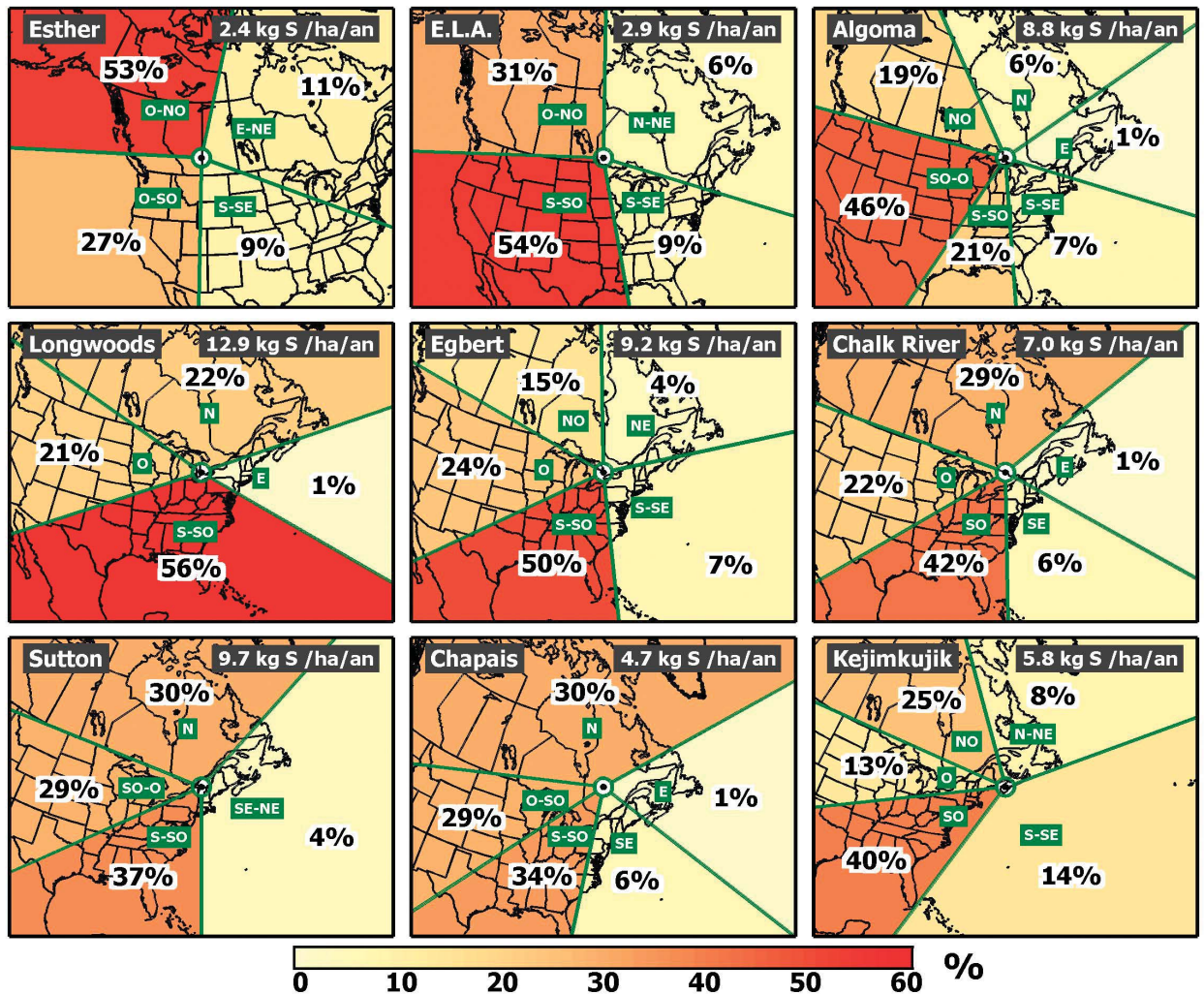


Figure 3.39. Contribution en pourcentage de chaque secteur à l'ensemble des dépôts de soufre (humides + secs) à chacune des stations du RCEPA. L'ensemble des dépôts de soufre dans les stations figure en médaillon dans le coin supérieur droit des graphiques.

et d'azote afin de déterminer la quantité de dépôts secs et humides de chaque espèce (en kg S/ha/a et en kg N/ha/a) attribuable à chacun des secteurs. On notera que dans cette façon de procéder on tient compte implicitement de la contribution de la fraction non attribuable des dépôts. Nous avons ensuite divisé ces quantités par le total des dépôts de tous les secteurs afin d'obtenir la contribution en pourcentage de chacun des secteurs au total des dépôts de la station. Ces valeurs sont présentées sous forme tabulaire aux tableaux 3.5 à 3.13 et sous forme graphique aux figures 3.39 (ensemble des dépôts de soufre) et 3.40 (ensemble des dépôts d'azote). L'interprétation de la contribution de chaque secteur à l'ensemble des dépôts présenté aux figures 3.39 et 3.40 peut

être trompeuse si un secteur est nettement plus grand ou plus petit que ses voisins. En effet, en interprétant visuellement le graphique, on ne tient pas nécessairement compte du fait que la contribution des zones très vastes peut être beaucoup plus importante que celle des zones plus petites ou vice versa, pour une simple question de superficie. Pour faciliter l'interprétation de ces cas, nous avons normalisé les secteurs en fonction de l'étendue angulaire de chacun. Nous employons donc une nouvelle unité, la *contribution par degré d'angle*, pour mesurer chaque secteur. Cette mesure permet de comparer un tout petit secteur, qui ne contribue que peu à l'ensemble des dépôts, et un secteur plus vaste. On trouvera les graphiques des taux d'apport par degré d'angle à

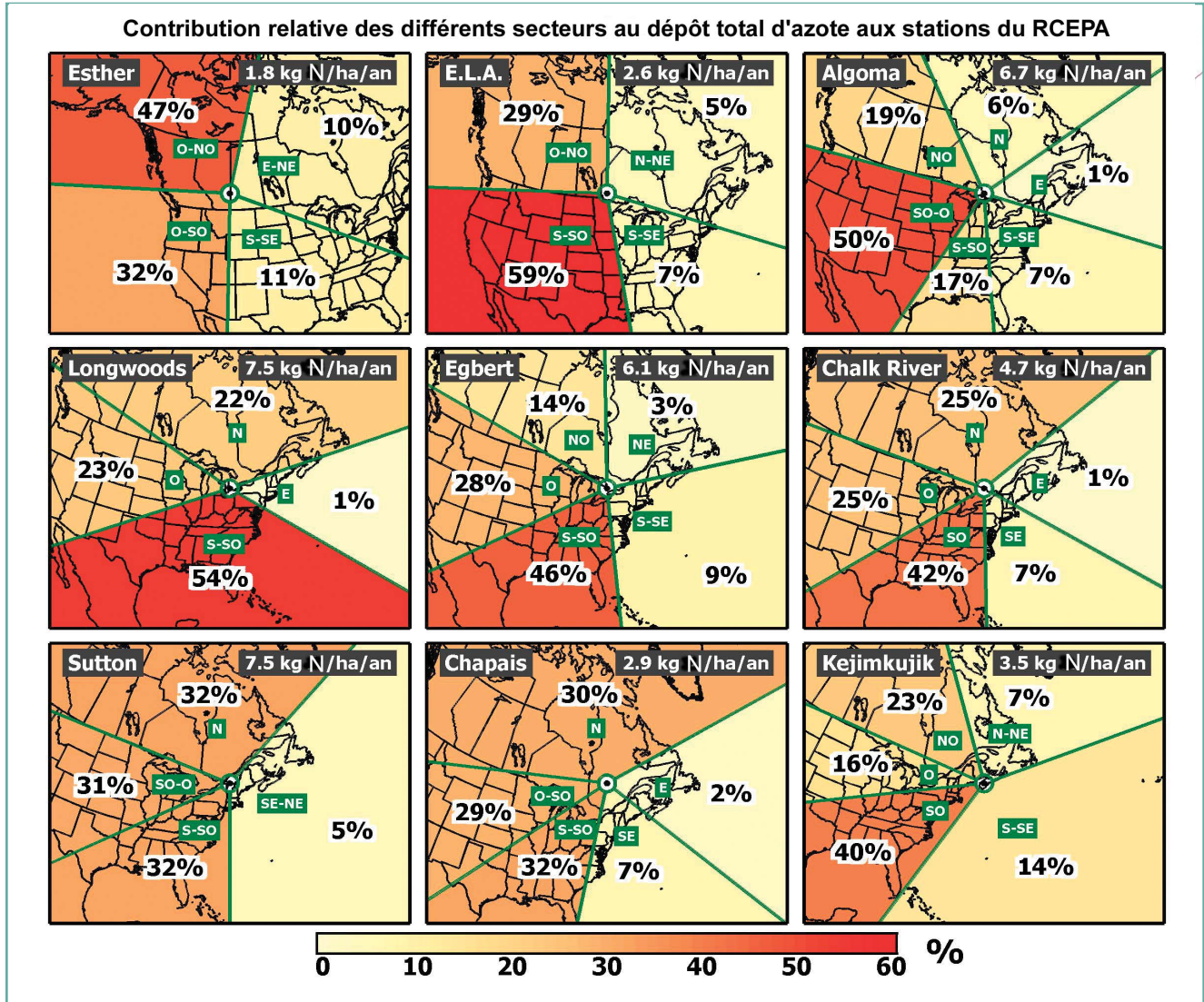


Figure 3.40. Contribution en pourcentage de chaque secteur à l'ensemble des dépôts d'azote (humides + secs) à chacune des stations du RCEPA. L'ensemble des dépôts d'azote dans les stations figure en médaillon dans le coin supérieur droit des graphiques.

l'annexe A3. Nous les commenterons dans le texte lorsque cela sera important pour l'interprétation.

L'analyse de contribution des sources, lorsqu'on la combine aux diagrammes en boîte et aux tests de signification de Kruskal-Wallis, nous donne la possibilité de comprendre la contribution relative des différentes zones d'émissions aux dépôts de soufre et d'azote (et à la qualité de l'air) aux stations du RCEPA. On trouvera à la section suivante la description et l'interprétation des résultats d'ouest en est à travers le Canada. Nous décrivons également les résultats d'une station des États-Unis (Penn State University) où le RCEPA prélève des échantillons de dépôts humides. La

consultation des cartes des émissions nord-américaines de SO₂ et de NO_x en 1990 (annexe 1) facilite l'interprétation des résultats de l'analyse de contribution des sources. Comme nous l'avons déjà mentionné, les taux d'émission ont changé depuis 1990, mais la répartition spatiale des sources est restée à peu près la même.

3.5.2 Résultats de l'analyse d'attribution des sources

Les résultats de l'analyse de contribution des sources, combinés aux statistiques de distribution et aux résultats des tests de Kruskal-Wallis, donnent une vision d'ensemble de

l'attribution des sources d'émissions pour les dix stations du RCEPA à l'étude.

Côte ouest

Une des stations du RCEPA se trouve sur la côte ouest du Canada, sur l'île Saturna, dans le détroit de Géorgie. La station de Saturna se trouve environ 52 km au sud de Vancouver, 43 km au nord-est de Victoria et 143 km au nord-ouest de Seattle (Washington). On trouve des sources d'émissions de SO₂ et de NO_x des deux côtés de la frontière Canada – États-Unis.

Les figures 3.33 à 3.38 représentent les secteurs de Saturna et donnent les résultats des diagrammes en boîte. Malheureusement, les résultats sont peu sûrs (pour les raisons données plus loin) et nous doutons de leur exactitude. Nous avons donc décidé de ne pas approfondir davantage les résultats de l'analyse de contribution des sources dans la présente section, nous contentant de les y inclure tout simplement. Pour la même raison, les figures 3.39 et 3.40 ne donnent pas les résultats pour l'ensemble des dépôts de Saturna.

Notre manque de confiance dans les résultats de l'analyse a deux causes. La première est que toutes les trajectoires des masses d'air à l'intérieur et autour du détroit de Géorgie, sur lesquelles se basent nos analyses, sont hautement incertaines à cause des facteurs suivants: la complexité météorologique, le terrain, la stabilité atmosphérique, les interactions entre l'eau, la terre et la mer, la résolution spatiale et temporelle inadéquate (à cause de la complexité déjà évoquée et du manque de données météo au large de la côte du Pacifique) des analyses de données météo ayant servi à générer les trajectoires. Nous avons donc considéré que les trajectoires générées dans cette zone n'étaient pas assez précises pour produire des diagrammes en boîte par secteurs et une analyse de contribution des sources. Snyder et Strawbridge (2004) traitent en détail des problèmes et incertitudes associés aux trajectoires dans la région de Saturna.

La deuxième cause est liée à la complexité du transport et de la dispersion de la pollution atmosphérique le long de la côte sud-ouest de la Colombie-Britannique (complexité directement reliée d'ailleurs à la première cause évoquée plus haut). Les émissions provenant de la zone du détroit de Géorgie, du détroit de Juan de Fuca et du Puget Sound et les émissions qui y sont apportées par les masses d'air d'échelle régionale sont sujettes à des régimes de transport et de dispersion très complexes à cause de la complexité des turbulences et courants aériens aux échelles macro, méso et micro. Cette complexité se caractérise entre autres par les

vents de mer et de terre de la vallée du bas Fraser, par les variations diurnes des vents anabatiques et catabatiques dans les zones de montagne et de vallées et par la stagnation par effet de sillage (SES) décrite par Brook et al. (2004). La SES est cause de nombreux épisodes de stagnation généralisée observables dans les îles Gulf (l'archipel dont fait partie Saturna). En effet, on observe dans ces îles une convergence de flux venant de l'océan Pacifique, du détroit de Juan de Fuca et du détroit de Géorgie, combinés à un effet de sillage prononcé que causent l'île de Vancouver et les îles Gulf et San Juan. La combinaison de ces effets rend très incertaines les analyses et prévisions de la qualité de l'air dans cette zone, de sorte qu'une modélisation détaillée de la région devient le seul moyen d'analyse possible.

En résumé, les importantes incertitudes associées aux trajectoires et à la dynamique complexe des polluants dans le détroit de Géorgie, le détroit de Juan de Fuca et le Puget Sound nous ont menés à admettre que les diagrammes en boîte et les analyses de contribution des sources en ce qui a trait à la station Saturna ne sont pas crédibles. Nous ne serons en mesure de publier les résultats de nos analyses qu'après la production de trajectoires représentatives de cette zone.

Sud-est de l'Alberta

La station d'Esther, dans le sud-est de l'Alberta, est la seule station du RCEPA des Prairies canadiennes sur laquelle nous possédions assez de données pour faire des recherches sur l'attribution des sources. Esther est à 14 km de la frontière Alberta-Saskatchewan et à 296 km au nord de la frontière Canada – États-Unis. Cette station de milieu semi-aride est entourée de parcours et de champs labourés. La station ayant été abandonnée en 2002, nous ne disposons que de quatre années de données sur les dépôts humides et secs (1998-2001). Esther est la station du RCEPA où les dépôts moyens calculés sur plusieurs années sont les plus faibles, avec des dépôts totaux de soufre de 2,40 kg S/ha/a et d'azote et de 1,82 kg N/ha/a. On estime que les dépôts secs représentent 66% de l'ensemble des dépôts de soufre et 65% de l'ensemble des dépôts d'azote – surtout à cause de la faible quantité annuelle de dépôts humides et de précipitations qui tombent sur la station.

Nous avons choisi quatre secteurs angulaires aux fins de l'analyse de contribution des sources et de la préparation des diagrammes en boîte (figure 3.33). Les quatre secteurs comprennent des sources d'émissions de SO₂ et de NO_x de l'Ouest canadien et deux des secteurs, O-SO et S-SE, comprennent aussi des sources des États-Unis situées



Tableau 3.5. Esther (Alberta): Résultats de l'analyse de contribution des sources pour la période 1998-2002. Chaque colonne indique la contribution d'un des secteurs (en %) aux dépôts humides, secs et totaux (humides + secs). Les moyennes sur 5 ans des dépôts humides, secs et totaux des différentes espèces sont entre parenthèses. Les cellules ombrées indiquent la contribution maximale pour chaque type de dépôt.

Dépôts	Espèces	Contribution par secteur (%) Esther (Alberta)			
		O-NO	O-SO	S-SE	E-NE
Secs	SO ₂ (1,44 kg S/ha/a)	57	30	6	7
	SO ₄ ²⁻ (0,16 kg S/ha/a)	47	28	11	14
	NO ₃ - total (1,19 kg N/ha/a)	48	38	7	7
Humides	SO ₄ ²⁻ (0,80 kg S/ha/a)	47	21	15	17
	NO ₃ (0,63 kg N/ha/a)	45	22	18	15
	Précipitations (287 mm/a)	45	18	16	21
Total (humides + secs)	Soufre (2,40 kg S/ha/a)	53	27	11	9
	Azote (1,82 kg N/ha/a)	47	32	10	11

respectivement sur la côte ouest et dans les états du Midwest. La circulation atmosphérique atteignant Esther est dominée par le secteur O-NO, suivi, en ordre décroissant d'influence, par les secteurs O-SO, E-NE et S-SE (selon le nombre de trajectoires N indiqué au-dessus des diagrammes en boîte des figures 3.34 à 3.38).

Les résultats de l'analyse de contribution des sources pour la période 1998-2001 sont donnés au tableau 3.5. Ils montrent que le secteur O-NO, d'où proviennent de 47% à 57% des dépôts humides et secs, se trouve la principale source de dépôts (humides et secs) des espèces du soufre et de l'azote. Ce résultat n'est pas étonnant pour les raisons suivantes: 1) les émissions de SO₂ et de NO_x sont très importantes dans le secteur O-NO (qui groupe des sources d'Alberta et de Colombie-Britannique), 2) le nombre de trajectoires du secteur O-NO est beaucoup plus élevé que celui des autres secteurs (soit presque le double du nombre de trajectoires du secteur qui figure au deuxième rang et presque le quadruple pour le troisième rang); 3) 45% des précipitations tombant sur Esther proviennent du secteur O-NO. Il semble donc que les sources d'émissions de SO₂ et de NO_x de l'Alberta et du nord de la Colombie-Britannique situées dans le secteur O-NO

sont les sources dominantes de dépôts humides et secs qui tombent à Esther. Le deuxième secteur en importance en termes de contribution aux dépôts humides et secs qui tombent à Esther est le secteur O-SO, qui cause de 21% à 22% des dépôts humides et de 28% à 38% des dépôts secs des différentes espèces de soufre et d'azote. Ce secteur comprend des sources d'émissions situées dans le sud de l'Alberta, le sud de la Colombie-Britannique et l'ouest des États-Unis.

Les deux autres secteurs, S-SE et E-NE, n'apportent qu'une très petite fraction des dépôts humides et secs de soufre et d'azote sur la station d'Esther, soit de 15 à 18% des dépôts humides et de 6 à 14% des dépôts secs. Ceci est dû en partie au fait que la circulation atmosphérique vient plus rarement de ces secteurs que des secteurs O-NO et O-SO.

La contribution du secteur O-NO à l'ensemble des dépôts (dépôts humides + dépôts secs de toutes les espèces) est évaluée à 53% pour le soufre et à 47% pour l'azote (tableau 3.5, figures 3.39 et 3.40). Le secteur O-SO, qui se classe au deuxième rang, est à l'origine de 27% de l'ensemble des dépôts de soufre et de 32% de l'ensemble des dépôts d'azote. La contribution de chacun des deux autres secteurs,



S-SE et E-NE, est d'à peu près 10% des dépôts. Étant donné la répartition géographique des sources de SO_2 et de NO_x dans l'ouest du Canada et des États-Unis, il semble clair que la plus grande partie des dépôts de soufre et d'azote sur la station d'Esther viennent des émissions produites en Alberta et, à un degré moindre, en Colombie-Britannique.

Les diagrammes en boîte et les résultats des tests de signification de Kruskal-Wallis (figures 3.34 à 3.38) indiquent que les plus fortes concentrations de SO_2 dans l'air sont associées au secteur O-NO, puis, en ordre décroissant, aux secteurs O-SO, E-SE et E-NE. Cet état de choses concorde avec la répartition géographique des émissions de SO_2 dans l'Ouest canadien et explique pourquoi les dépôts secs de SO_2 associés au secteur O-NO sont plus élevés que dans le cas des autres secteurs, puisque les concentrations de SO_2 dans l'air ambiant et la fréquence des flux aériens y sont plus élevées.

La situation du SO_4^{2-} dans l'air et dans les précipitations est différente de celle du SO_2 . En effet, le secteur S-SE, qui compte pourtant le moins de trajectoires, présente les plus fortes concentrations de SO_4^{2-} , suivi, en ordre décroissant, par le secteur à l'avant-dernier rang en ce qui a trait au nombre de trajectoires (E-NE) et par les deux secteurs comptant le plus de trajectoires (O-SO et O-NO), qui ne sont pas significativement différents l'un de l'autre. Les concentrations très élevées de SO_4^{2-} associées au secteur S-SE peuvent être dues aux facteurs suivants:

1. Les temps de transport entre les sources de SO_2 de ce secteur (dans le sud de la Saskatchewan et les États américains du centre-nord) et la station d'Esther sont plus longs, ce qui permet à une plus grande partie du SO_2 de se transformer en SO_4^{2-} pendant le transport que dans le cas des secteurs S-SO et O-NO, où les sources d'émissions sont plus proches de la station.
2. Les concentrations d'oxydants associés au flux du sud sont plus élevées dans ce secteur, ce qui fait monter la production de SO_4^{2-} .
3. Il y a plus d'émissions de NH_3 dans ce secteur, ce qui fait monter la production de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$.
4. Moins il y a de précipitations, moins il y a de lessivage.

Fait intéressant, contrairement à ce qu'on observe dans le cas du SO_4^{2-} atmosphérique, les concentrations de SO_4^{2-} dans les précipitations associées aux secteurs O-SO, O-NO et S-SE ne sont pas significativement différentes les unes des autres et

les concentrations les plus faibles se trouvent dans le secteur E-NE, probablement parce qu'il contient moins de sources. Le secteur O-NO, où les concentrations de SO_4^{2-} dans les précipitations ne sont pas significativement différentes de celles des autres secteurs, est la source de la plus grande partie des dépôts humides de SO_4^{2-} parce que c'est le secteur qui produit le plus de précipitations (45%).

Les diagrammes en boîte du NO_3^- total dans l'air et du NO_3^- dans les précipitations montrent que les concentrations les plus élevées se trouvent dans le flux arrivant des secteurs O-SO et S-SE. Pour ces deux espèces, les concentrations du secteur O-SO ne sont pas significativement différentes de celles du secteur S-SE. Les secteurs O-NO et E-NE possèdent les plus faibles concentrations (significativement différentes de celles des deux autres secteurs et l'une de l'autre) et la médiane du secteur E-NE est considérablement plus basse que celles des trois autres. Les graphiques des données saisonnières (qui ne sont pas montrés ici) indiquent que les concentrations de NO_3^- total des quatre secteurs sont beaucoup plus élevées pendant les mois froids (d'octobre à mars) que pendant les mois chauds (d'avril à septembre). Des informations supplémentaires indiquent également que les concentrations élevées de NO_3^- total pendant les périodes de froid sont surtout dues aux particules de NO_3^- et que les plus fortes concentrations en période de chaleur (même si elles sont bien inférieures aux concentrations en saison froide) sont surtout dues au HNO_3 à l'état gazeux. Cette observation concorde avec ce qu'on sait des effets de la température sur le partage des espèces d'azote entre les phases gazeuse et particulaire (le froid favorise la formation de p- NO_3). La raison pour laquelle ce sont dans les secteurs O-SO et S-SE que les concentrations de NO_3^- sont les plus élevées serait donc qu'on y trouve plus d'ammoniac dans l'air ambiant et moins de SO_2 (que de NO_x) en hiver (ce qui favorise la production de particules de NO_3^-) et plus d'oxydants en été (ce qui favorise la production de HNO_3).

Les concentrations d'azote dans les précipitations, comme celles de NO_3^- total dans l'air, sont plus élevées dans les deux secteurs du sud que dans les deux du nord. Malgré cela, c'est le secteur O-NO qui produit le plus de dépôts humides de NO_3^- , car c'est là que le niveau des précipitations est le plus élevé.

Nord-ouest de l'Ontario

Une seule station, celle de la Région des lacs expérimentaux (ELA), se trouve dans la zone forestière boréale du nord-ouest de l'Ontario, à environ 100 km à l'est de la frontière du



Tableau 3.6. ELA – Région des lacs expérimentaux (Ontario): Résultats de l'analyse de contribution des sources pour la période 1998-2002, analyse décrite au tableau 3.5.

Dépôts	Espèces	Contribution par secteur (%) ELA (ON)			
		O-NO	S-SO	S-SE	N-NE
Secs	SO ₂ (0,36 kg S/ha/a)	61	24	5	10
	SO ₄ ²⁻ (0,54 kg S/ha/a)	40	38	8	14
	Total-NO ₃ (0,80 kg N/ha/a)	39	48	5	8
Humides	SO ₄ ²⁻ (2,03 kg S/ha/a)	23	63	10	4
	NO ₃ (1,84 kg N/ha/a)	25	64	8	3
	Précipitations (776 mm/a)	29	57	8	6
Totaux (humides + secs)	Soufre (2,93 kg S/ha/a)	31	54	9	6
	Azote (2,64 kg N/ha/a)	29	59	7	5

Manitoba et de l'Ontario et 90 km au nord de la frontière Canada – États-Unis. La station est très éloignée et l'apport des concentrations et des dépôts de soufre et d'azote qu'elle reçoit est plus modeste que les autres stations du RCEPA dans l'est du Canada. Par exemple, la moyenne sur 5 ans (1998-2002) de l'ensemble des dépôts de soufre y est de 2,93 kg S/ha/a et celle de l'ensemble des dépôts d'azote, de 2,64 kg N/ha/a. On estime que les dépôts secs représentent 30% de l'ensemble des dépôts de soufre et d'azote.

Nous avons choisi quatre secteurs angulaires (figure 3.33) aux fins de l'analyse de contribution des sources (tableau 3.6), de la préparation des diagrammes en boîte et des tests de signification de Kruskal-Wallis (figures 3.34 à 3.38). Si on tient compte de tous les jours de mesure, c.-à-d. des jours pour lesquels nous possédons des données sur les concentrations dans l'air, le secteur ayant le plus grand nombre de trajectoires est le secteur O-NO, suivi, en ordre décroissant, des secteurs S-SO et N-NE (qui comptent un nombre semblable de trajectoires), puis du secteur S-SE (qui en compte très peu). Si on ne tient compte que du sous-ensemble des jours avec précipitations, l'ordre reste le même, mais il y a beaucoup moins de trajectoires du secteur N-NE que du secteur S-SO. Les précipitations sont donc rares quand les vents viennent du secteur N-NE.

C'est du secteur O-NO que vient la plus grande partie des dépôts secs de SO₂ (61%), même si les concentrations de SO₂ des secteurs O-NO, S-SO et S-SE ne sont pas significativement différentes les unes des autres (voir la figure 3.34). Cette contradiction s'explique facilement par le fait que les dépôts secs viennent plus fréquemment du secteur O-NO que des deux autres. Par contre, les secteurs O-NO et S-SO apportent à peu près la même proportion de dépôts secs de SO₄²⁻ (respectivement 40% et 38%) parce que la teneur en SO₄²⁻ de l'air ambiant est significativement plus faible dans le secteur O-NO que dans le secteur S-SO et que le nombre de jours avec dépôt sec (tel qu'il est indiqué par le nombre N de trajectoires dans les diagrammes en boîte) est plus élevé dans le secteur O-NO et moins dans le secteur S-SO. Les dépôts secs des deux secteurs sont donc à peu près égaux.

Les dépôts secs de NO₃ total proviennent davantage du secteur S-SO que du secteur O-NO (respectivement 48% et 39%) parce que les concentrations associées au secteur S-SO sont beaucoup plus élevées que celles associées au secteur O-NO – assez pour compenser la rareté relative des flux du secteur S-SO. Ceci donne à penser que les sources d'émissions des secteurs O-SO et O-NO constituent les principaux apports en dépôts secs d'espèces de soufre et d'azote à ELA.

On notera toutefois que le secteur S-SE se place au deuxième rang quant aux concentrations de SO_4^{2-} et de NO_3^- total dans l'air, mais la contribution de ce secteur est si peu fréquente qu'elle n'a guère d'impact sur les dépôts secs.

Les résultats des dépôts humides diffèrent de ceux des dépôts secs en ceci que le secteur S-SO fournit près des deux tiers (de 63% à 64%) des dépôts humides de SO_4^{2-} et de NO_3^- à la station ELA. Cette contribution élevée est due au fait que 57% des précipitations tombant sur la station ELA viennent du secteur S-SO, où les concentrations de SO_4^{2-} et de NO_3^- dans les précipitations sont les plus élevées. En revanche, le secteur O-NO fournit environ le quart des dépôts humides et 29% des précipitations, alors que les deux autres secteurs n'apportent que de 11% à 14% des dépôts humides. Comme pour les concentrations de SO_4^{2-} et de NO_3^- dans l'air, le secteur S-SE est au deuxième rang quant aux concentrations dans les précipitations. Toutefois, les valeurs des dépôts humides de ce secteur sont peu élevées parce que la fréquence du flux et la quantité de précipitations y sont très basses.

Le secteur S-SO constitue la principale source de l'ensemble des dépôts (humides + secs) (figures 3.39 et 3.40), avec 54% des dépôts de soufre et 59% des dépôts d'azote. Le secteur O-NO se place au deuxième rang, avec 31% des dépôts de soufre et 29% des dépôts d'azote. Chacun des deux autres secteurs produit moins de 10% de l'ensemble des dépôts. Ce sont donc les émissions de SO_2 et de NO_x du Midwest et de l'ouest des États-Unis qui semblent influencer le plus sur les dépôts, sur la qualité de l'air et sur les précipitations à la station ELA. Ceci est dû en grande partie au fait que les sources d'émissions américaines sont situées en amont sous les vents dominants pendant la plupart des épisodes de précipitations. Les sources d'émissions de l'ouest du Canada jouent aussi un rôle important, bien que secondaire.

Centre-ouest de l'Ontario

La station d'Algoma se trouve dans la zone d'étude des lacs Turkey, dans une région éloignée du centre-ouest de l'Ontario, située à environ 55 km au nord-est de Sault Sainte-Marie (Ontario) et à 12 km de la rive est du lac Supérieur. Située dans une région montagneuse et accidentée du bouclier précambrien, cette station reçoit des précipitations d'effet de lac venant du lac Supérieur. Pendant la période couverte par notre analyse (1998-2002), il n'y avait qu'une seule source canadienne d'émissions de SO_2 et de NO_x dans

la région d'Algoma, soit une aciérie de Sault Sainte-Marie (environ 55 km au sud de la station) produisant environ 6 kt/a en 2002. Avant 1998, l'usine de frittage située à Wawa (à environ 110 km au nord de la station) était la seule autre source importante d'émissions de la région. En 1997, dernière année complète d'exploitation, les émissions de l'usine de frittage étaient d'environ 60 kt/a.

La station d'Algoma reçoit davantage de dépôts humides que les autres stations de l'est du Canada. Ce fait est assez surprenant, compte tenu de l'isolement de la station et de son éloignement des principales sources canadiennes d'émissions. Les moyennes estimées sur cinq ans (1998-2002) de l'ensemble des dépôts de soufre et d'azote à Algoma sont respectivement de 8,81 kg S/ha/a et de 6,67 kg N/ha/a. On estime que les dépôts secs comptent pour 33% des dépôts de soufre et 30% des dépôts d'azote.

Nous avons choisi six secteurs angulaires aux fins de l'analyse de contribution des sources à la station d'Algoma (figure 3.33). Étant donné la proximité de la frontière Canada – États-Unis et la rareté des sources d'émissions canadiennes dans la région, ce découpage nous a donné la possibilité d'évaluer la contribution potentielle des sources d'émissions du Canada et des États-Unis aux dépôts humides et secs de la station. Les secteurs NO, N et E forment le groupe *Canada* (le Maine faisant cependant partie du secteur E), les secteurs O-SO et S-SO forment le groupe *États-Unis* (la ville ontarienne de Sault Sainte-Marie faisant cependant partie du secteur O-SO) et le secteur S-SE est un secteur *combiné*, qui couvre le sud de l'Ontario et les états situés au sud et à l'est du lac Ontario.

Les résultats de l'analyse de contribution des sources pour les dépôts secs, humides et totaux (humides + secs) sont donnés au tableau 3.7. On y constate que 56% des dépôts secs de SO_2 , 60% des dépôts secs de SO_4^{2-} et 58% des dépôts secs de NO_3^- total sont associés au groupe *États-Unis* (S-SO + O-SO). Il est intéressant de noter que le secteur O-SO, qui couvre le Midwest et les grandes plaines des États-Unis, constitue la source de la majeure partie des dépôts secs, plus encore que le secteur S-SO, qui comprend la partie ouest de la vallée de l'Ohio et les régions situées au sud de celle-ci. Ceci est dû aux facteurs suivants: 1) la taille angulaire (c.-à-d. la superficie) du secteur O-SO est considérablement plus grande que celle du secteur S-SO;

Tableau 3.7. Algoma (Ontario): Résultats de l'analyse de contribution des sources pour la période 1998-2002, analyse décrite au tableau 3.5.

Dépôts	Espèces	Contribution par secteur (%) Algoma (Ontario)					
		NO	N	E	S-SE	S-SO	O-SO
Secs	SO ₂ (1,70 kg S/ha/a)	14	13	3	14	22	34
	SO ₄ ²⁻ (1,23 kg S/ha/a)	15	11	2	12	21	39
	Total-NO ₃ ⁻ (2,00 kg N/ha/a)	15	12	2	13	22	36
Humides	SO ₄ ²⁻ (5,88 kg S/ha/a)	21	3	1	4	20	51
	NO ₃ ⁻ (4,67 kg N/ha/a)	21	3	1	4	16	55
	Précipitations (1172 mm/a)	23	7	2	5	15	48
Totaux (humides + secs)	Soufre (8,81 kg S/ha/a)	19	6	1	7	21	46
	Azote (6,67 kg N/ha/a)	19	6	1	7	17	50

2) Le nombre de jours où le flux atmosphérique souffle du secteur O-SO est environ trois fois plus grand que le nombre de jours où il vient du secteur S-SO (il y a donc davantage de jours où l'apport en dépôts secs vient du secteur O-SO). Une proportion minime des dépôts secs, soit 13%, est associée au secteur *combiné* (S-SE), qui comprend le sud de l'Ontario et les états de l'est des États-Unis. Ceci n'a rien d'étonnant, étant donné la faible fréquence des trajectoires associées à ce secteur. Toutefois, les concentrations très élevées associées à l'air provenant de ce secteur laissent penser que les émissions de ce secteur ont une grande influence sur les fortes concentrations observées à Algoma. Enfin, le groupe *Canada* (NO, N et E) apporte environ 30% des dépôts de soufre et d'azote sur la station. Il semble donc que plus de 60% des dépôts secs à Algoma sont attribuables aux émissions de SO₂ et de NO_x des États-Unis.

Pour ce qui est des dépôts humides, environ 70% des dépôts humides de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ sur la station d'Algoma sont associés au groupe *États-Unis*, soit les secteurs O-SO et S-SO, qui, rappelons-le, couvrent tous les États américains situés à l'ouest du lac Huron. Comme ces deux secteurs sont responsables d'environ 60% des précipitations qui tombent sur la station d'Algoma, on ne saurait se surprendre du fait que ces précipitations élevées, combinées aux importantes

sources d'émissions présentes dans ces secteurs, sont à l'origine de la forte proportion des dépôts humides de SO₄²⁻ et de NO₃⁻. Comme pour les dépôts secs, c'est le secteur O-SO qui fournit la majeure partie des dépôts humides de SO₄²⁻ et de NO₃⁻, respectivement 51% et 55% – encore une fois, ceci n'est pas surprenant, car 48% des précipitations tombant sur Algoma viennent de ce secteur. Les trois secteurs du groupe *Canada* (NO, N et E) sont associés à 25% des dépôts humides, et c'est le secteur NO qui en fournit la plus grande partie. Cette situation semble raisonnable puisque, à Algoma, le flux atmosphérique vient davantage du secteur NO que des deux autres secteurs en période de précipitations et que ce secteur comprend la plupart des sources de SO₂ et de NO_x de l'Ouest canadien. La contribution du secteur *combiné* (S-SE) aux dépôts humides semble très faible, sans doute parce que les précipitations qui y sont associées sont minimales (5%) et qu'il est traversé par peu de trajectoires.

Le tableau 3.7 et les figures 3.39 et 3.40 indiquent que le secteur O-SO présente la principale source de dépôts totaux (humides + secs), avec 46% de l'ensemble des dépôts de soufre et 50% de l'ensemble des dépôts d'azote à Algoma. Le groupe *États-Unis* (secteurs O-SO + S-SO) fournit 67% de l'ensemble des dépôts de soufre et d'azote, et le groupe

Canada (secteurs NO + N + E), 26% des dépôts de soufre et 27% des dépôts d'azote. Le secteur *combiné* (S-SE) fournit seulement 7% des dépôts de soufre et d'azote. Le secteur O-SO domine les secteurs S-SO et NO parce que sa superficie est plus grande. L'examen de la contribution par degré d'angle (figures A3.1 et A3.2 de l'annexe A3) confirme la prédominance du secteur O-SO, avec 0,65% par degré, bien que cette prédominance soit moins prononcée, le secteur S-SO ayant une contribution de 0,55% par degré et le secteur NO de 0,37% par degré. Ceci laisse supposer que les émissions des secteurs O-SO et S-SO représentent à peu près la même contribution par degré d'angle, suivis, dans une moindre mesure, du secteur NO. La contribution par degré d'angle des secteurs N, E et S-SE est négligeable (de 0,02 à 0,10% par degré).

Les résultats des tests de Kruskal-Wallis sur les données de concentration par secteur (figures 3.34 à 3.38) indiquent que les plus fortes concentrations de SO₂ et de SO₄²⁻ dans l'air ambiant sont associées aux secteurs S-SO et S-SE, suivis du secteur O-SO, un secteur à dépôts élevés (données statistiquement significatives). Ceci porte à croire que les émissions de SO₂ de Sault Sainte-Marie, de Sudbury, du sud de l'Ontario, du Michigan, de l'Illinois et de la vallée de l'Ohio seraient en cause dans les fortes concentrations observées à Algoma. Malgré des concentrations élevées dans l'air ambiant, les secteurs S-SO et S-SE ont une contribution moindre en dépôts secs que le secteur O-SO parce que le flux atmosphérique provient pas mal moins souvent de ces secteurs (sur la base du nombre de trajectoires) et que la vitesse de dépôt sec y est moins élevée. Cette faiblesse relative de la vitesse de dépôt résulte de la faible fréquence des précipitations provenant de ces secteurs – ce qui entraîne moins d'épisodes de forte humidité de la surface et donc moins de cas de vitesses élevées de dépôt sec.

Les (significativement) plus faibles concentrations de SO₂ et de SO₄²⁻ sont associées au secteur N, suivi des secteurs E et NO, qui ne sont pas significativement différents l'un de l'autre. La concentration médiane associée au secteur le plus faible est environ 20 fois plus basse que la médiane du secteur le plus élevé pour le SO₂ et 7 fois plus basse pour le SO₄²⁻. C'est là un résultat normal, compte tenu de la rareté des sources de SO₂ dans le secteur N. Comme dans le cas des concentrations dans l'air, c'est dans le secteur S-SO qu'on observe les concentrations les plus élevées de SO₄²⁻ dans les précipitations, mais celles-ci ne sont pas significativement différentes des concentrations du secteur O-SO. La fréquence beaucoup plus élevée des flux atmosphériques du secteur

O-SO comparativement aux secteurs E et NO, combinée à des concentrations élevées et à une importante contribution des précipitations (48%), font de ce secteur la principale source de dépôts humides de SO₄²⁻ à Algoma.

Quant aux concentrations de NO₃ total dans l'air et de NO₃ dans les précipitations, les plus fortes sont associées au secteur O-SO, suivi des secteurs S-SE et O-SO. Les plus faibles concentrations de NO₃ total dans l'air et de NO₃ dans les précipitations sont, comme pour les espèces du soufre, associées au secteur N (concentration 10 fois moindre que celle du secteur le plus touché dans le cas du NO₃ total et 6 fois moindre dans le cas du NO₃ dans les précipitations). Encore une fois, il n'est pas surprenant que les concentrations les plus faibles de SO₂, de SO₄²⁻ et de NO₃ total dans l'air comme celles de SO₄²⁻ et de NO₃ dans les précipitations soient associées au secteur N, puisqu'il n'existe aucune source importante de SO₂ et de NO_x dans cette région isolée du Nord canadien.

En résumé, on estime que le groupe *États-Unis* (secteurs O-SO et S-SO) se révèle être la source des deux tiers des dépôts de soufre et d'azote à la station d'Algoma. Ces secteurs possèdent aussi une forte teneur en SO₂, en SO₄²⁻ et en NO₃ dans l'air, ainsi qu'en SO₄²⁻ et en NO₃ dans les précipitations. Il semble donc que les sources d'émissions situées dans le nord du Midwest des États-Unis et l'ouest de la vallée de l'Ohio ont une influence dominante sur les dépôts de soufre et d'azote et sur la qualité des précipitations à Algoma.

Sud-ouest de l'Ontario

Deux stations du RCSA, Longwoods et Egbert, sont situées dans le sud-ouest de l'Ontario. Longwoods est à environ 25 km à l'ouest de London, 30 km au nord du lac Érié, 45 km au sud-ouest du lac Huron, 75 km à l'est de Sarnia et à 135 km au nord-est de Détroit/Windsor. Parmi les stations du RCEPA au Canada, Longwoods est au premier rang pour la quantité de dépôts de soufre (12,89 kg S/ha/a) et au deuxième rang pour ce qui est des dépôts d'azote (7,47 kg N/ha/a). Egbert est située à environ 180 km au nord-est de Longwoods, 65 km au nord-nord-ouest de la limite nord de la région métropolitaine de Toronto et à 45 km au sud de la baie Georgienne. Ces deux stations sont entourées d'exploitations agricoles et reçoivent des précipitations d'effet de lac provenant respectivement du lac Huron et de la baie Georgienne.

Les secteurs angulaires préétablis ne sont pas exactement les mêmes pour Longwoods et pour Egbert (figure 3.33), puisque

Tableau 3.8. Longwoods (Ontario): Résultats de l'analyse de contribution des sources pour la période 1998-2002, analyse décrite au tableau 3.5.

Dépôts	Espèces	Contribution par secteur (%) Longwoods (ON)			
		N	E	S-SO	O
Secs	SO ₂ (5,47 kg S/ha/a)	28	2	49	21
	SO ₄ ²⁻ (0,47 kg S/ha/a)	24	3	56	17
	NO ₃ ⁻ total (2,69 kg N/ha/a)	28	2	46	24
Humides	SO ₄ ²⁻ (6,95 kg S/ha/a)	17	1	62	20
	NO ₃ ⁻ (4,78 kg N/ha/a)	18	1	58	23
	Précipitations (882 mm/a)	19	1	62	18
Totaux (humides + secs)	Soufre (12,89 kg S/ha/a)	22	1	56	21
	Azote (7,47 kg N/ha/a)	22	1	54	23

Le secteur N de Longwoods comprend les secteurs NO et NE d'Egbert et que la limite entre les secteurs S-SO et E de Longwoods est située plus loin au nord-est que la limite correspondante pour Egbert. Les résultats de l'analyse de contribution des sources sont donnés aux tableaux 3.8 et 3.10 et aux figures 3.34 à 3.38.

En groupant plusieurs secteurs de Longwoods et d'Egbert, il est possible de comparer des secteurs à peu près équivalents des deux stations. Par exemple, la combinaison des secteurs S-SO et E de Longwoods équivaut à peu près à la combinaison des secteurs S-SO et S-SE d'Egbert, mais le secteur d'Egbert englobe une plus grande partie du sud-ouest de l'Ontario, en gros de London à l'ouest jusqu'à Toronto à l'est, que le secteur correspondant de Longwoods. De même, la combinaison des secteurs NO et NE d'Egbert donne un secteur à peu près équivalent au secteur N de Longwoods. En fait, on observe une similarité remarquable de la contribution en pourcentage des combinaisons équivalentes de secteurs à Longwoods et à Egbert (voir plus bas). Le fait que les mesures et les analyses aux deux stations ont été réalisées de façon indépendante nous assure que les résultats sont raisonnablement représentatifs du sud-ouest de l'Ontario et que les deux stations ont en commun un même bassin atmosphérique et les mêmes régions sources.

Les plus grandes contributions aux dépôts secs de SO₂, de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ total et aux dépôts humides de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ viennent des secteurs S-SO de Longwoods (de 46% à 62%) et S-SO d'Egbert (de 41% à 52%). Ce secteur apporte aussi de 54% à 56% de l'ensemble des dépôts de soufre et d'azote à Longwoods et de 46% à 50% à Egbert. À Egbert, seulement 10% à 13% des dépôts secs de SO₂, de SO₄²⁻, et de NO₃⁻ total et 6% des dépôts humides de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ sont associés au secteur S-SE – surtout à cause de la faible fréquence des flux atmosphériques d'est et de sud-est à cette station. Si on suppose que c'est aussi le cas à Longwoods (ce que confirme l'analyse de contribution des sources indépendante et légèrement différente réalisée à Longwoods), la plupart des dépôts secs et humides associés au secteur S-SO de Longwoods viennent, en fait, à peu près de la région comprise dans le secteur S-SO d'Egbert (à l'exception de la zone du sud-ouest de l'Ontario située entre Longwoods et Egbert). La principale source de dépôts secs, humides et totaux sur les stations de Longwoods et d'Egbert est donc le secteur qui couvre le sud-ouest de l'Ontario, la vallée de l'Ohio et le sud-est des États-Unis. On notera que la forte proportion des dépôts humides associés au secteur S-SO est raisonnable, puisque ce secteur est à l'origine de 45% des précipitations à Egbert et de 62% des précipitations à Longwoods

Tableau 3.9. Egbert (Ontario): Résultats de l'analyse de contribution des sources pour la période 1998-2002, analyse décrite au tableau 3.5.

Dépôts	Espèces	Contribution par secteur (%) Egbert (ON)				
		NE	S-SE	S-SW	W	NW
Secs	SO ₂ (3,43 kg S/ha/an)	6	10	43	20	21
	SO ₄ ²⁻ (0,55 kg S/ha/an)	5	13	47	20	15
	NO ₃ ⁻ - Total (2,48 kg N/ha/an)	6	13	41	25	15
Humides	SO ₄ ²⁻ (5,21 kg S/ha/an)	2	6	54	26	12
	NO ₃ ⁻ (3,58 kg N/ha/an)	2	6	49	29	14
	Précipitations (819 mm/an)	4	8	45	25	18
Totaux (humides + secs)	Soufre (9,19 kg S/ha/an)	4	7	50	24	15
	Azote (6,06 kg N/ha/an)	3	9	46	28	14

(rappelons que le secteur S-SO de Longwoods est à peu près équivalent au regroupement des secteurs S-SO et S-SE d'Egbert).

Aux deux stations, le secteur O est en deuxième rang pour ce qui est de sa contribution aux dépôts humides, secs et totaux. Il est à peu près équivalent aux deux stations, bien que celui d'Egbert comprenne une portion un peu plus grande du sud-ouest de l'Ontario que celui de Longwoods. Le secteur O est source de 21% à 23% des dépôts de soufre et d'azote à Longwoods et de 24% à 28% à Egbert; ce secteur se place aussi au deuxième rang pour les précipitations à Egbert (25%) et à Longwoods (18%). On remarquera que la contribution de ce secteur à l'ensemble des dépôts d'azote est plus élevée que sa contribution à l'ensemble des dépôts de soufre. Ces résultats concordent avec les résultats modélisés présentés au chapitre 4 (Moran, 2005) et les résultats des mesures de dépôts humides de la figure 3.2, qui montrent que les dépôts de nitrate ont un centre de masse plus septentrional que les dépôts de sulfate et que les dépôts de nitrate subissent donc une influence de l'ouest plus importante que les dépôts de sulfate.

L'examen attentif des tableaux 3.8 et 3.9 et des figures 3.34 à 3.38 révèle qu'on peut grouper les secteurs de Longwoods et d'Egbert en un groupe *Canada* (comprenant le secteur N de

Longwoods et les secteurs NO et NE d'Egbert) et un groupe *États-Unis – sud-ouest de l'Ontario* (qui englobe les secteurs S-SO et E de Longwoods et les secteurs S-SO et S-SE d'Egbert). À Longwoods, le groupe *États-Unis – sud-ouest de l'Ontario* comprend la petite partie du sud-ouest de l'Ontario située entre Longwoods et la frontière américaine et, à Egbert, le même groupe englobe presque tout le sud-ouest de l'Ontario. Les résultats de l'analyse de contribution des sources touchant ces deux groupes de secteurs indiquent qu'environ 72% à 86% des dépôts humides et secs des espèces de soufre et d'azote à Longwoods et à Egbert sont associés au groupe *États-Unis – sud-ouest de l'Ontario* et environ 14% à 28% au groupe *Canada*. En ce qui a trait à l'ensemble des dépôts de soufre et d'azote, le groupe *États-Unis – sud-ouest de l'Ontario* est la source d'à peu près 78% d'entre eux à Longwoods et de 81% à 83% à Egbert. Ce résultat n'est pas surprenant pour deux raisons: 1) le groupe *États-Unis – sud-ouest de l'Ontario* est à l'origine d'environ 80% des précipitations tombant aux deux stations; 2) ce groupe englobe la région des grandes sources d'émissions de SO₂ et de NO_x du sud-ouest de l'Ontario, du nord des états du Midwest et de la vallée de l'Ohio.

Malheureusement, la présente analyse par secteurs ne permet pas de faire la distinction entre la contribution du sud-ouest de l'Ontario et celle des états du Midwest et de la vallée de l'Ohio. Toutefois, comme l'ensemble des émissions de SO₂

provenant du sud-ouest de l'Ontario comprises dans un rayon de 110 km autour de Longwoods ne représente qu'environ 5% de l'ensemble des émissions de SO_2 du groupe des États septentrionaux bordant les Grands Lacs (le Minnesota, le Wisconsin, le Michigan, l'Ohio, la Pennsylvanie et le New York étant les plus susceptibles d'avoir une influence sur Longwoods) et 2% des émissions de SO_2 du premier et deuxième rang d'États américains (un groupe comprenant les États mentionnés ci-dessus plus l'Iowa, l'Indiana, le Kentucky, la Virginie-Occidentale et la Virginie), on s'attend à ce qu'une très grande proportion des dépôts de soufre et d'azote du groupe États-Unis – sud-ouest de l'Ontario provienne de sources américaines. À Egbert, le groupe États-Unis – sud-ouest de l'Ontario représente une proportion un peu plus élevée de la contribution aux dépôts humides et secs que le groupe correspondant de Longwoods. Ce résultat concorde avec le fait que ce groupe de secteurs est à l'origine d'une plus grande partie des émissions sur le sud-ouest de l'Ontario que le groupe équivalent à Longwoods; il laisse également entrevoir la possibilité de l'influence plus marquée des émissions du sud-ouest de l'Ontario sur la station d'Egbert.

Les autres analyses statistiques fournissent des indications supplémentaires de l'influence dominante des secteurs du sud-sud-ouest sur la qualité de l'air et des précipitations à Longwoods et à Egbert. Les diagrammes en boîte et les tests de signification de Kruskal-Wallis (figures 3.34 à 3.38) montrent clairement la prédominance du secteur S-SO relativement à la teneur en SO_2 , en SO_4^{2-} et en NO_3^- total de l'air et à celle en SO_4^{2-} des précipitations. Toutefois, les concentrations de nitrate dans les précipitations sont dominées par le secteur O aux deux stations, situation attribuable au fait que le centre de masse des dépôts humides de nitrate est situé plus au nord que celui des dépôts humides de sulfate, comme nous l'avons déjà mentionné. À Longwoods, les valeurs médianes des concentrations de SO_2 , de SO_4^{2-} et de NO_3^- total dans l'air associées au secteur S-SO sont de 1,3 à 1,6 fois plus élevées que celles du secteur situé au deuxième rang et SO_4^{2-} de 3 à 4 fois plus élevées que celles du secteur à la plus faible concentration (c.-à-d., pour toutes les espèces, le secteur N). De même, à Egbert, les concentrations médianes associées au secteur S-SO sont de 1,1 à 1,5 fois plus élevées que celles du secteur du deuxième rang et de 4 à 7 fois plus élevées environ que celles des secteurs septentrionaux à la plus faible concentration (NO et NE). Le test de Kruskal-Wallis indique que les secteurs E de Longwoods et S-SE d'Egbert ont des concentrations très élevées de SO_4^{2-} et de NO_3^- total, qui ne sont dépassées que par celles du secteur S-SO, alors que la fréquence des flux atmosphériques venant de ces directions

est la plus faible parmi tous les secteurs. Vient ensuite le secteur O, où la fréquence des flux est plus élevée que dans les secteurs de l'est et du sud-est. Les trajectoires passant par les régions à fortes émissions du sud-ouest de l'Ontario, des états du Midwest et de la vallée de l'Ohio sont donc à l'origine des plus fortes concentrations d'espèces acidifiantes aux stations d'Egbert et de Longwoods (et des flux les plus importants, comme nous l'avons vu plus haut). Les concentrations les moins élevées de toutes les espèces dans l'air et dans les précipitations sont associées aux secteurs du groupe Canada, du nord-ouest au nord-est.

Étant donné que les concentrations de SO_4^{2-} et de NO_3^- dans les précipitations du secteur SO sont respectivement au premier et deuxième rang et qu'environ la moitié ou plus des précipitations à Egbert et à Longwoods proviennent de ce secteur, il n'est pas surprenant de constater que de 49% à 62% des dépôts humides de SO_4^{2-} et de NO_3^- aux deux stations sont associés au secteur S-SO. La prédominance du secteur S-SO relativement aux dépôts secs de SO_4^{2-} et de SO_2 est également raisonnable étant donné la forte fréquence des flux et le fait que ce secteur possède les concentrations atmosphériques les plus élevées.

Est de l'Ontario

La station de Chalk River se trouve dans une région isolée de l'est de l'Ontario, dans le Bouclier canadien, située à environ 210 km au nord de la frontière Canada – États-Unis, 300 km au nord-est de Toronto et à 300 km au nord-ouest de Montréal. Elle est située dans une zone de transition entre la région à forte concentration des Grands Lacs inférieurs et la région à faible concentration du nord de l'Ontario et du Québec. La teneur en soufre et en azote de l'air et les dépôts humides et secs y sont modérés comparativement à l'ensemble de l'est du Canada (figures 3.34 à 3.40). On estime que les dépôts secs contribuent à 33% de l'ensemble des dépôts (humides + secs) de soufre et à 27% de l'ensemble des dépôts d'azote.

Nous avons choisi cinq secteurs angulaires aux fins de l'analyse de contribution des sources et de l'élaboration des diagrammes en boîte (figure 3.33). Le nombre de trajectoires associées à chaque secteur indique que le secteur N est le principal secteur responsable des apports d'air à Chalk River, suivi des secteurs O et SO. Les flux des secteurs SE et E sont très rares (figures 3.34 à 3.38).

Les résultats de l'analyse de contribution des sources aux dépôts secs et humides sont donnés au tableau 3.10. Ils

Tableau 3.10. Chalk River: Résultats de l'analyse de contribution des sources pour la période 1998-2002, analyse décrite au tableau 3.5.

Dépôts	Espèces	Contribution par secteur (%) Chalk River (Ontario)				
		N	E	SE	SO	O
Secs	SO ₂ (1,61 kg S/ha/a)	45	2	6	27	20
	SO ₄ ²⁻ (0,73 kg S/ha/a)	29	2	10	36	23
	NO ₃ ⁻ - Total (1,26 kg N/ha/a)	29	2	11	36	22
Humides	SO ₄ ²⁻ (4,65 kg S/ha/a)	23	1	5	48	23
	NO ₃ ⁻ (3,47 kg N/ha/a)	24	1	6	44	25
	Précipitations (860 mm/a)	26	2	8	38	26
Totaux (humides +secs)	Soufre (6,99 kg S/ha/a)	29	1	6	42	22
	Azote (4,73 kg N/ha/a)	25	1	7	42	26

montrent que la plus grande partie des dépôts secs de SO₂, soit près de la moitié (45%), provient du secteur N. Ce résultat semble raisonnable puisqu'une source importante d'émissions de SO₂ est située au nord-nord-ouest de Chalk River (à Rouyn-Noranda, au Québec) et une autre près de la limite ouest du secteur N (à Sudbury, en Ontario), et que le secteur N compte plus de jours de dépôts secs que tout autre secteur.

Contrairement à ce qu'on observe dans le cas du SO₂, le secteur SO constitue la principale source de dépôts secs de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ total à Chalk River (soit 36% dans les deux cas) et la principale source de dépôts humides de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ (48% et 44%, respectivement). La prédominance du secteur SO en ce qui trait aux dépôts secs de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ total concorde avec les résultats observés plus à l'ouest, aux stations de Longwoods et d'Egbert, dans le sud-ouest de l'Ontario, et avec le fait que les concentrations de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ les plus élevées aux trois stations sont associées à ce même secteur SO. Ceci veut dire que l'air à forte teneur en soufre et en azote qui arrive à Chalk River du secteur SO est normalement passé au-dessus des zones à fortes émissions de SO₂ et de NO_x de l'Ontario, de la vallée de l'Ohio et des états du Midwest et qu'il a donc été exposé à de fortes concentrations d'oxydants qui ont entraîné la transformation de SO₂ en SO₄²⁻ et de NO₂ en NO₃⁻ et en HNO₃. Ce n'est pas le

cas pour l'air qui arrive du secteur N, un secteur qui a moins de sources d'émissions, des températures plus basses, des concentrations d'oxydants plus faibles et donc des quantités moindres de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ total.

Le secteur SO fournit aussi la plupart des dépôts humides de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ à Chalk River (respectivement 48% et 44%). Ceci est dû au fait que ce secteur possède à la fois les concentrations les plus élevées de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ dans les précipitations et la plus grande quantité de précipitations (38%). Les secteurs O et N contribuant de façon à peu près égale aux dépôts humides (autour de 25%). La contribution des secteurs E et SE est très faible (de 6 à 7%), surtout à cause de la faible quantité de précipitations qui leur est associée.

Il faut mentionner ici que les concentrations de NO₃⁻ dans les précipitations provenant des secteurs O et SO ne sont pas significativement différentes. Ceci donne à penser que le secteur O influe plus sur les dépôts humides de NO₃⁻ que sur les dépôts humides de SO₄²⁻, ce qui est logique, étant donné que le centre de masse des dépôts de NO₃⁻ est situé plus au nord que celui des dépôts de SO₄²⁻ (figure 3.2).

L'éloignement de Chalk River de la frontière américaine (environ 200 km) rend impossible de combiner les secteurs en groupes États-Unis et Canada. Il est par contre possible de

Tableau 3.11. Sutton (Québec): Résultats de l'analyse de contribution des sources de la période 1998-2002, analyse décrite au tableau 3.5.

Dépôts	Espèces	Contribution par secteur (%) Sutton (QC)			
		N	SW-W	S-SW	SE-NE
Secs	SO ₂ (1,80 kg S/ha/a)	46	22	28	4
	SO ₄ ²⁻ (1,06 kg S/ha/a)	32	23	37	8
	Total-NO ₃ ⁻ (2,33 kg N/ha/a)	41	24	28	7
Humide	SO ₄ ²⁻ (6,87 kg S/ha/a)	26	31	39	4
	NO ₃ ⁻ (5,18 kg N/ha/a)	28	34	33	5
	Précipitations (1260 mm/a)	26	27	35	12
Totaux (humides + secs)	Soufre (9,73 kg S/ha/a)	30	29	37	4
	Azote (7,51 kg N/ha/a)	32	31	32	5

former un groupe *Canada moins le sud-ouest de l'Ontario* et un groupe *États-Unis – sud-ouest de l'Ontario*. Le premier de ces groupes comprend les secteurs N et E et le second, les secteurs O, SO et SE (cependant, Sudbury ne fait pas partie du premier groupe et le Maine ne fait pas partie du second). La contribution en pourcentage du groupe *Canada moins le sud-ouest de l'Ontario* aux dépôts secs de SO₂, de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ total est respectivement de 47%, 31% et de 31%, et sa contribution aux dépôts humides de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ y est respectivement de 24% et de 25%. On estime donc que le groupe *États-Unis – sud-ouest de l'Ontario* est à l'origine de 69% à 76% des dépôts humides et secs de ces espèces, sauf dans le cas des dépôts secs de SO₂, pour lesquels cette proportion n'est que de 53%. Donc, comme à Algoma, Longwoods et Egbert, les importantes émissions de SO₂ et de NO_x du sud de l'Ontario (y compris Sudbury), de la vallée de l'Ohio et des états du Midwest semblent exercer une influence dominante sur les dépôts de soufre et d'azote à Chalk River.

Les émissions provenant du groupe *États-Unis – sud-ouest de l'Ontario* contribuent à 70% des dépôts de soufre et à 74% des dépôts d'azote total à Chalk River.

Sud du Québec

La station de Sutton se trouve dans une région agricole et forestière du sud du Québec, à environ 7 km au nord de la frontière du Vermont et à 90 km au sud-est de Montréal. La station est dans une zone marquée par des dépôts abondants, avec des moyennes annuelles sur quatre ans de 9,73 kg S/ha/a pour l'ensemble des dépôts de soufre (humides + secs) et de 7,51 kg N/ha/a pour les dépôts d'azote. Le total des dépôts d'azote est plus élevé à Sutton qu'à toute autre station du RCEPA. On estime que, sur une période de quatre ans (1998-2001), les dépôts secs représentent 30% de l'ensemble des dépôts de soufre (humides + secs) et 31% de l'ensemble des dépôts d'azote. Rappelons que, la station de Sutton ayant été fermée en 2002, notre analyse ne couvre qu'une période de quatre ans. Le flux du secteur N est dominant, suivi de ceux des secteurs S-SO, O-SO et E-SE.

Les résultats de l'analyse de contribution des sources pour la station de Sutton sont donnés au tableau 3.11. La plus grande partie des dépôts secs de SO₂ et de NO₃⁻ total provient du secteur N, secteur du flux dominant, qui comprend Montréal et d'autres sources québécoises d'importantes émissions de SO₂ et NO_x. En revanche, les dépôts secs de sulfate proviennent surtout des secteurs S-SO (37%) et N (32%).

Les résultats des dépôts humides donnés au tableau 3.11 indiquent que la plus grande partie des précipitations à Sutton provient du secteur S-SO (35%), suivi des secteurs O-SO (27%), N (26%) et SE-NE (12%). Les dépôts humides de sulfate sont ordonnés de la même façon et les dépôts humides de NO_3^- sont distribués un peu différemment, les secteurs O-SO et S-SO ayant tous deux les apports les plus élevés, soit respectivement de 34% et de 33%. L'ordre général des contributions aux dépôts humides résulte de la combinaison des fréquences de trajectoires, des concentrations et des quantités de précipitations attribuables à chacun des secteurs. La plus grande partie des dépôts humides de SO_4^{2-} provient du secteur S-SO et la plus grande partie des dépôts humides de NO_3^- , du secteur O-SO. Cela tient au fait que, dans le secteur S-SO, la teneur en SO_4^{2-} des précipitations est nettement plus élevée que dans le secteur O-SO, alors que c'est dans ces deux secteurs que la teneur en NO_3^- des précipitations est la plus forte (figures 3.37 et 3.38). La contribution du secteur SE-NE aux concentrations dans les précipitations et aux dépôts humides de SO_4^{2-} et de NO_3^- est très faible.

En ce qui concerne l'attribution des sources, ce sont les sources québécoises de SO_2 et de NO_x (dans le secteur N) qui semblent avoir le plus d'impact sur les dépôts secs; cet impact est moindre, mais quand même important, sur les dépôts humides à Sutton. Ceci est surtout dû à la prédominance des flux du secteur N. La combinaison des secteurs O-SO et S-SO représente néanmoins plus de 50% des dépôts secs et environ 70% des dépôts humides de soufre et d'azote à Sutton. Les sources d'émissions de SO_2 et de NO_x du sud et du centre de l'Ontario (y compris Sudbury) et de la moitié est des États-Unis semblent donc influencer davantage sur les dépôts de soufre et d'azote sur le sud du Québec que les sources d'émissions du Québec et du Canada atlantique.

En ce qui a trait à l'ensemble des dépôts (humides + secs), le tableau 3.11 et les figures 3.39 et 3.40 confirment que les sources d'émissions de SO_2 et de NO_x de l'Ontario, des états du Midwest et de la vallée de l'Ohio sont la cause à Sutton de la majeure partie de l'ensemble des dépôts de soufre (66%) et de l'ensemble des dépôts de nitrate (63%). Elles sont suivies par les sources québécoises et, dans une certaine mesure, celles du nord de l'Ontario, qui contribuent pour 30% à l'ensemble des dépôts de soufre et pour 32% à l'ensemble des dépôts d'azote. Les sources du Canada atlantique et du nord-est des États-Unis semblent n'avoir qu'une faible influence (4%) sur l'ensemble des dépôts à Sutton.

Nord du Québec

La station de Chapais se trouve dans une zone isolée du nord du Québec, à environ 500 km au nord de Montréal et à 350 km au nord-est de la seule source importante d'émissions de SO_2 de la région – une fonderie de métaux non ferreux à Rouyn-Noranda. Il y a moins de dépôts humides et secs à Chapais qu'ailleurs dans l'est du Canada. La moyenne sur 5 ans (1998-2002) des dépôts de soufre totaux (humides + secs) est de 4,7 kg S/ha/a et celle des dépôts d'azote totaux de 2,9 kg N/ha/a. On estime que les dépôts secs forment 24% de l'ensemble des dépôts de soufre et 17% de l'ensemble des dépôts d'azote.

Les résultats de l'analyse de contribution des sources sont donnés au tableau 3.12; on trouvera les diagrammes en boîte et les résultats des tests de Kruskal-Wallis pour les concentrations dans l'air et les précipitations aux figures 3.34 à 3.38. Comme plus au sud à Chalk River et à Sutton, une très forte proportion des dépôts secs de soufre et d'azote provient du secteur N (de 38% à 44%). Les résultats des tests de Kruskal-Wallis et les diagrammes en boîte pour chacun des secteurs indiquent que la contribution dominante du secteur N est due à la fréquence élevée des flux provenant de ce secteur (plus du double de la fréquence de tous les autres secteurs combinés) plutôt qu'à des concentrations élevées dans l'air ambiant, puisque le secteur N est dernier ou avant-dernier en importance en termes de concentrations. Le secteur S-SO est au second rang pour la contribution aux dépôts secs parce qu'il possède les plus fortes concentrations de SO_2 , de SO_4^{2-} et de NO_3^- total (statistiquement significatives) et une fréquence modérée des flux. Les concentrations très élevées associées au secteur S-SO sont normales, étant donné que les plus importantes sources d'émissions de SO_2 et de NO_x de l'est du Canada et des États-Unis se trouvent dans ce secteur. Le secteur SE, qui se place au deuxième rang en ce qui a trait aux concentrations de SO_4^{2-} et de NO_3^- total (mais non de SO_2), n'apporte que 5 à 7% des dépôts secs à cause du petit nombre de trajectoires qui lui sont associées. Le secteur E se caractérise par des concentrations faibles et une faible fréquence des flux, ce qui explique sa très modeste contribution aux dépôts secs (2% à 3%).

La situation des dépôts humides est différente de celle des dépôts secs. Les secteurs S-SO et O-SO apportent respectivement 35% et 32% des dépôts humides de SO_4^{2-} et 33% et 31% des dépôts humides de NO_3^- , suivis de près par le secteur N avec 27% et 28%. La prédominance des secteurs S-SO et O-SO est attribuable à la forte teneur de leurs

Tableau 3.12. Chapais (Québec): Résultats de l'analyse de contribution des sources pour la période 1998-2002, analyse décrite au tableau 3.5.

Dépôts	Espèces	Contribution par secteur (%) Chapais (Québec)				
		N	O-SO	S-SO	SE	E
Secs	SO ₂ (0,52 kg S/ha/a)	38	25	30	5	2
	SO ₄ ²⁻ (0,61 kg S/ha/a)	40	19	30	8	3
	NO ₃ ⁻ - Total (0,50 kg N/ha/a)	44	19	27	7	3
Humides	SO ₄ ²⁻ (3,57 kg S/ha/a)	27	32	35	5	1
	NO ₃ ⁻ (2,42 kg N/ha/a)	28	31	33	7	1
	Précipitations (1134 mm/a)	36	23	26	12	3
Totaux (humides + secs)	Suoufre (4,70 kg S/ha/a)	30	29	34	6	1
	Azote (2,92 kg N/ha/a)	30	29	32	7	2

précipitations en SO₄²⁻ et en NO₃⁻ (la plus élevée de tous les secteurs), à la fréquence modérément élevée des trajectoires provenant de ces secteurs (aux deuxième et troisième rangs, derrière le secteur N) et au fait qu'environ 25% des précipitations proviennent de ces secteurs. La contribution combinée des secteurs S-SO et O-SO est donc de 64% à 67% des dépôts humides de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ et de 49% des précipitations. Il est clair que les émissions provenant de l'ouest du Québec (à l'ouest de Chapais), de l'Ontario, des états du Midwest et de la vallée de l'Ohio contribuent dans une large mesure aux dépôts humides de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ à Chapais. Par contre, le secteur N, d'où viennent 36% des précipitations sur Chapais, y apporte juste un peu moins de 30% des dépôts humides de et de NO₃⁻ à cause des très faibles concentrations qui lui sont associées. Très peu de précipitations proviennent des secteurs E et SE (respectivement 3% et 12%), ce qui, combiné à de très faibles concentrations, donne de très faibles contributions en pourcentage aux dépôts humides de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ (respectivement 1% et 5 à 7%).

Chacun des secteurs N, O-SO et S-SO est à l'origine d'environ 30% de dépôts totaux (humides + secs) de soufre et d'azote (figures 3.39 et 3.40), la contribution des secteurs E et SE étant très limitée (respectivement 1 à 2% et 6 à 7%). L'ampleur de la contribution du secteur N est due dans une large

mesure à sa très vaste superficie. En effet, la contribution par degré du secteur N est environ 3,5 fois plus faible que celle des secteurs O-SO et S-SO (figures A3.1 et A3.2 de l'annexe A3). Ceci indique que les émissions du secteur N ont moins d'influence que celles des deux autres secteurs. Il est toutefois impossible d'établir quelles zones d'émissions des secteurs O-SO et S-SO ont le plus d'influence sur les dépôts acides dans le nord du Québec. On peut seulement émettre l'hypothèse que l'impact relatif des émissions des États-Unis par rapport à celles du Canada diminue à mesure qu'on s'éloigne de la frontière.

Canada atlantique

Une seule des stations du RCEPA se trouve au Canada atlantique, soit dans le parc national Kejimikujik, située dans le centre-sud-ouest de la Nouvelle-Écosse. La station est située à environ 250 km au sud-sud-ouest de Saint-Jean (Nouveau-Brunswick), 125 km à l'ouest-sud-ouest de Halifax (Nouvelle-Écosse) et à 245 km à l'est de l'Acadia National Forest (dans l'état du Maine). Les dépôts humides et secs à Kejimikujik sont modérés comparativement à ceux du reste de l'est du Canada, avec une moyenne sur 5 ans (1998-2002) de 5,75 kg S/ha/a pour l'ensemble des dépôts de soufre (humides + secs) et de 3,54 kg N/ha/a pour l'ensemble des dépôts d'azote. On estime que les dépôts secs représentent 28% des dépôts de soufre totaux et 37% des dépôts d'azote totaux sur

Tableau 3.13. Kejimikujik (Nouvelle-Écosse): Résultats de l'analyse de contribution des sources pour la période 1998-2002, analyse décrite au tableau 3.5.

Dépôts	Espèces	Contribution par secteur (%) Kejimikujik (NS)				
		NO	O	SO	S-SE	N-NE
Secs	SO ₂ (1,02 kg S/ha/a)	48	16	18	4	15
	nsmSO ₄ ²⁻ (0,58 kg S/ha/a)	23	17	35	15	10
	NO ₃ ⁻ - Total (1,28 kg N/ha/a)	27	17	33	13	10
Humides	nsmSO ₄ ²⁻ (4,15 kg S/ha/a)	19	12	46	17	6
	NO ₃ ⁻ (2,26 kg N/ha/a)	21	15	44	15	5
	Précipitations (1374 mm/a)	15	10	34	35	6
Totaux (humides + secs)	Soufre non salin (5,75 kg S/ha/a)	25	13	40	14	8
	Azote (3,54 kg N/ha/a)	23	16	40	14	7

Kejimikujik. Nous rappelons au lecteur que les valeurs des dépôts et des concentrations de SO₄²⁻ à Kejimikujik ont été corrigées en fonction de la présence de sulfate salin et que toutes les valeurs mentionnées ici concernent uniquement le SO₄²⁻ non salin (nsmSO₄²⁻).

Nous avons choisi cinq secteurs angulaires aux fins de l'analyse de contribution des sources (figure 3.33). Les résultats de cette analyse sont donnés au tableau 3.13 et les diagrammes en boîte et les résultats des tests de Kruskal-Wallis, aux figures 3.34 à 3.38. L'analyse de contribution des sources révèle que le secteur SO constitue la principale source de dépôts secs de nsmSO₄²⁻ et de NO₃⁻ total (respectivement 35% et 33%) et de dépôts humides de nsmSO₄²⁻ et de NO₃⁻ (respectivement 35% et 46%), et que le secteur NO constitue la principale source de dépôts secs de SO₂ (48%). Trois facteurs expliquent la prédominance du secteur SO relatives aux dépôts humides de nsmSO₄²⁻ et de NO₃⁻: 1) la teneur relativement élevée en nsmSO₄²⁻ et en NO₃⁻ de l'air et des précipitations; 2) le grand nombre de trajectoires pendant les épisodes de précipitations et le nombre modéré de trajectoires pendant les épisodes de dépôts secs; 3) sa contribution relativement importante aux précipitations totales (34%).

Le secteur NO domine les autres secteurs en ce qui a trait aux dépôts secs de SO₂ puisqu'il possède le plus grand nombre de trajectoires pendant les épisodes de dépôts secs (presque

le double de celui du secteur se plaçant au deuxième rang) et qu'il se place au deuxième rang pour ce qui est de la teneur en SO₂ de l'air. Ce même secteur se place aussi au deuxième rang relativement à ses contributions aux dépôts secs de nsm et de NO₃⁻ total, dans une large mesure à cause du nombre relativement élevé de trajectoires qui lui sont associées. Le fait que les concentrations de SO₂ du secteur NO sont plus élevées que celles de nsm et de NO₃⁻ total (comparativement à ce qu'on observe dans les autres secteurs) indique qu'elles sont fortement influencées par les sources de SO₂ propres à la région de l'Atlantique.

On notera que le secteur S-SE, celui de l'océan, même s'il possède des concentrations significativement plus faibles que tous les autres secteurs, est source d'une assez bonne part des dépôts humides de nsmSO₄²⁻ et de NO₃⁻ (respectivement 17% et 15%) à Kejimikujik. Ceci est dû au fait que le secteur S-SE contribue en très grande partie (35%) aux précipitations tombant sur cette station. L'examen visuel des trajectoires passant par ce secteur indique que les dépôts humides de nsmSO₄²⁻ et de NO₃⁻ proviennent des vents sortants de la côte est du Canada et des États-Unis, suivis de recirculation subséquente vers la Nouvelle-Écosse pendant les principaux épisodes de précipitations. Les trajectoires à dépôts élevés confirment aussi que les dépôts les plus importants surviennent souvent quand le flux passe par le secteur NO, au-dessus du nord de l'Ontario, du Québec et du Nouveau-

Brunswick, et par le secteur SO, au-dessus de la côte est des États-Unis. Fait intéressant, les trajectoires révèlent que les épisodes de dépôts importants sont rarement associés à des flux provenant du sud de l'Ontario et des États situés à l'ouest des Appalaches. Cet état de choses est probablement dû au fait que les Appalaches forment une barrière qui bloque les courants et les précipitations. Les faibles contributions du secteur O (voir le tableau 3.13) illustrent partiellement cette situation, même si ce secteur n'inclut pas toute la zone située à l'ouest des Appalaches.

La principale source de dépôts totaux (humides + secs) de soufre et d'azote à Kejimikujik (figures 3.39 et 3.40) est le secteur SO (40%), qui englobe la majeure partie de l'est des États-Unis, de la vallée de l'Ohio, jusqu'au golfe du Mexique au sud et jusqu'au littoral atlantique à l'est. Si on combine ce secteur au secteur O de manière à couvrir tout l'est des États-Unis, le sud et le centre de l'Ontario et le sud-ouest du Québec, on obtient une contribution de 53% aux dépôts totaux de soufre et de 56% aux dépôts totaux d'azote. Comme pour les autres stations de l'est du Canada, ceci illustre l'importance des sources d'émissions de SO₂ et de NO_x situées en Ontario, dans le sud du Québec et dans l'est des États-Unis. Il est important de mentionner que la deuxième contribution en importance aux dépôts totaux (de 23% à 25%) est le secteur NO, qui couvre l'ouest du Nouveau-Brunswick, la majeure partie du nord du Québec et l'est du Maine. L'importante contribution de ce secteur est surtout attribuable au fait qu'il représente la majeure partie des flux pendant les périodes sans précipitations et une très forte proportion des flux pendant les périodes de précipitations (voir les statistiques de trajectoires des figures 3.34 à 3.38). En somme, donc, il semble que les sources de SO₂ et de NO_x de l'est du Canada et de l'est des États-Unis contribuent pour 75% aux dépôts de soufre et d'azote qui affectent le parc national de Kejimikujik. Il est malheureusement impossible de quantifier l'apport des différentes sources. Toutefois, si on considère que le secteur SO est un secteur des États-Unis, on peut calculer que la contribution du Canada à l'ensemble des dépôts de soufre et d'azote est probablement inférieure à 46% et celle des États-Unis probablement supérieure à 40%. On ne tient pas compte dans ces chiffres des contributions des deux pays au flux revenant du large et rapportant des dépôts à Kejimikujik.

Il faut préciser ici que Kejimikujik est la seule station du RCEPA à subir l'influence importante des sources de SO₂ et de NO_x du Canada atlantique. Cela est dû au fait qu'aux autres stations, les flux dominants viennent du nord, de

l'ouest ou du sud, donc de partout sauf du Canada atlantique. Par contre, les flux qui traversent Kejimikujik sont dominés par les secteurs NO et N-NE et passent donc directement au-dessus du Canada atlantique et d'une grande partie du Québec.

Centre de la Pennsylvanie (É.-U.)

Les analyses d'attribution des sources présentées jusqu'ici ne concernent que des stations canadiennes du RCEPA. Nous n'avons donc pu indiquer si nos résultats concordent avec ceux des analyses d'attribution établies à partir de données provenant du nord des États-Unis, à proximité de la frontière canadienne. Afin de mieux comprendre l'attribution des sources au sud de la frontière, nous avons analysé des données provenant d'une station du RCEPA située aux États-Unis. Cette station, que nous appellerons ici Penn State, se trouve près de la Pennsylvania State University, à State College, en Pennsylvanie. Elle est administrée par cette université. Le RCEPA a commencé à mesurer les dépôts humides à Penn State en 1986, dans le cadre d'une étude visant à déterminer la comparabilité entre les mesures canadiennes et américaines des caractéristiques chimiques des précipitations et des dépôts humides (Sirois et al., 2000). Cette étude comparative est toujours en cours aujourd'hui. À Penn State, le RCEPA mesure la chimie des précipitations et les dépôts humides, mais pas les concentrations atmosphériques. Par conséquent, contrairement aux résultats donnés jusqu'ici pour les stations canadiennes, notre analyse de contribution des sources à Penn State ne porte que sur les dépôts humides et la chimie des précipitations.

La station Penn State se trouve dans le centre de la Pennsylvanie, à environ 6 km de la ville de State College et à 250 km au sud-est de la frontière canadienne qui passe par le lac Érié, tout juste à l'ouest de Buffalo, au New York. La station, située au milieu d'une large vallée encaissée entre deux chaînons des Appalaches, est entourée de boisés. Elle se classe au premier rang des stations du RCEPA pour ce qui est de la moyenne sur 5 ans (1998-2002) des dépôts humides de soufre (8,2 kg S/ha/a) et au quatrième rang pour ce qui est de la moyenne des dépôts humides d'azote (4,5 kg N/ha/a).

Nous avons choisi cinq secteurs angulaires aux fins de l'analyse de contribution des sources, de la préparation des diagrammes en boîte et des tests de Kruskal-Wallis (figure 3.41). Les résultats de l'analyse de contribution des sources sont donnés au tableau 3.14. Ils indiquent qu'une très grande proportion des dépôts humides de SO₄²⁻ et de NO₃ sur

Tableau 3.14. Penn State (Pennsylvanie): Résultats de l'analyse de contribution des sources pour la période 1998-2002, analyse décrite au tableau 3.5.

Dépôts	Espèces	Contribution par secteur (%) Penn State				
		N	NO	O-SO	S	E-SE
Humides	SO ₄ ²⁻ (8,2 kg S/ha/a)	5	9	73	6	7
	NO ₃ ⁻ (4,5 kg N/ha/a)	6	9	70	6	9
	Précipitations (998 mm/a)	6	7	64	9	14

Penn State (respectivement 73% et 70%) provient du secteur O-SO. Il n'y a là rien de surprenant, puisque ce secteur comprend toutes les sources importantes d'émissions de SO₂ et de NO_x de la vallée de l'Ohio et des états du Midwest et qu'on estime qu'il est à l'origine de 64% des précipitations tombant sur la station. La contribution des quatre autres secteurs, de l'ordre de 5% à 10% chacun, est donc relativement faible.

L'influence dominante des émissions du secteur S-SO sur les dépôts humides à Penn State se compare favorablement aux résultats équivalents de l'analyse de contribution des sources aux stations de Longwoods et d'Egbert, dans le sud-ouest de l'Ontario. Ces deux stations, situées respectivement à environ 375 km au nord-ouest et à 410 km au nord-nord-ouest de Penn State, reçoivent moins de dépôts humides de soufre que Penn State, mais elles sont aussi fortement touchées par les sources d'émissions de la vallée de l'Ohio et des états du Midwest, en plus de celles du sud-ouest de l'Ontario. Par exemple, un exercice de comparaison de l'impact de secteurs à peu près équivalents à Penn State, Longwoods et Egbert a donné les résultats suivants:

- ⇒ Environ 82% des dépôts humides de soufre à Longwoods sont associés à la combinaison des secteurs O et S-SO, et 79%, à la combinaison à peu près équivalente des secteurs S-SO et S à Penn State; pour l'azote, les chiffres sont respectivement de 81% et de 76%.
- ⇒ Environ 81% des dépôts humides de soufre à Egbert sont associés à la combinaison des secteurs S-SO et O, et 79% à la combinaison à peu près équivalente des secteurs S et S-SO à Penn State; pour l'azote, les chiffres sont respectivement de 78% et de 73%.

Il faut toutefois comparer ces résultats avec prudence, puisque les secteurs comparables des trois stations ne renferment pas exactement les mêmes sources. Les résultats

indiquent néanmoins que ce sont les sources d'émissions de SO₂ et de NO_x du sud-ouest de l'Ontario, de la vallée de l'Ohio et des états du Midwest qui contribuent le plus aux

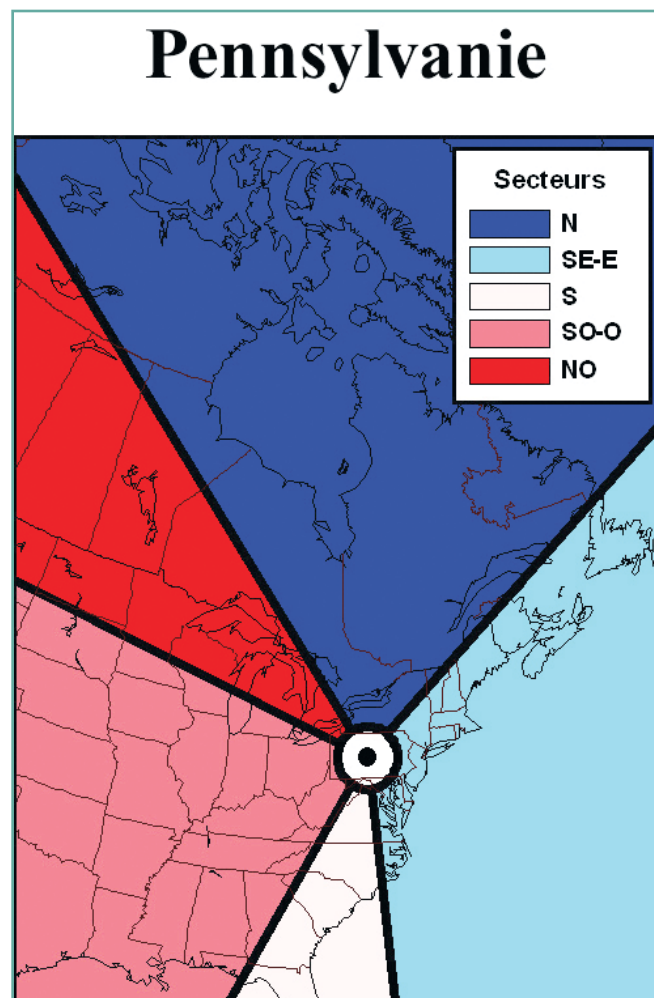


Figure 3.41. Les cinq secteurs utilisés aux fins de l'analyse d'attribution des sources à la station de Penn State University.

dépôts humides de soufre et d'azote sur ces trois stations. Ce résultat n'est pas vraiment surprenant, puisque ces secteurs sont aussi à l'origine de 70% à 80% des précipitations sur les trois stations.

Les diagrammes en boîte et les résultats des tests de Kruskal-Wallis (figure 3.42) montrent que les précipitations du secteur O-SO possèdent la plus forte teneur en SO_4^{2-} (statistiquement significative); viennent ensuite, en ordre décroissant, les secteurs NO, N, S et E-SE (les concentrations associées aux secteurs N et S ne sont pas significativement différentes l'un de l'autre). Les flux provenant du secteur O-SO sont aussi plus fréquents que ceux de tout autre secteur pendant les épisodes de précipitations: 1338 trajectoires proviennent alors de ce secteur, contre 201 du secteur N, 184 du secteur E-SE, 97 du secteur S, 305 du secteur NO et 984 trajectoires non attribuables. La médiane des concentrations de SO_4^{2-} du secteur O-SO, à 41,6 x mol/L, n'est pas significativement différente de celle du secteur NO (44,2 x mol/L), mais elle est 3,1 fois plus élevée que la médiane sectorielle la plus faible (E-SE). Ces chiffres révèlent la très forte influence des sources dominantes de SO_2 de la vallée de l'Ohio, des états du Midwest et du sud-ouest de l'Ontario sur la chimie des précipitations à Penn State. Il est malheureusement impossible de quantifier séparément la contribution de ces trois régions. Toutefois, comme le secteur O-SO possède à la fois la plus forte teneur en SO_4^{2-} des précipitations et la plus grande proportion des précipitations, on ne s'étonnera pas que la plus grande partie des dépôts humides de soufre à la station de Penn State provienne de ce secteur. Le centre de la Pennsylvanie, comme le sud-ouest de l'Ontario, semble donc souffrir du fait que les plus importantes sources de SO_2 en Amérique du Nord sont placées directement en amont sous les vents dominants pendant les épisodes de précipitations (voir le nombre de trajectoires par secteur, à la figure 3.42).

Les concentrations de NO_3^- dans les précipitations diffèrent des concentrations de SO_4^{2-} en ceci que les deux secteurs aux concentrations les plus élevées échangent leur position. Les secteurs NO et O-SO sont respectivement au premier et au deuxième rang pour la teneur en NO_3^- , et respectivement au deuxième et au premier rang pour la teneur en SO_4^{2-} (toutes significativement différentes). Ceci indique que les sources dominantes de NO_3^- dans les précipitations sont en général situées au nord des sources dominantes de SO_4^{2-} (vers le sud-ouest de l'Ontario et le nord du Midwest). Ce résultat concorde avec trois autres sources d'informations: 1) la

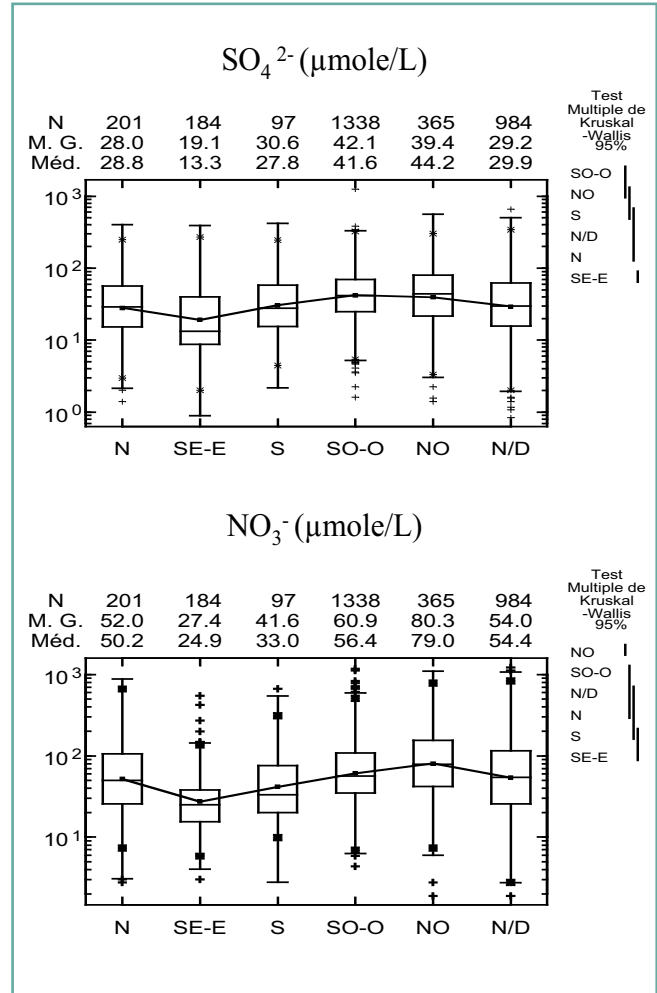


Figure 3.42. Penn State: Diagrammes en boîte et tests de signification de Kruskal-Wallis pour les teneurs en SO_4^{2-} et en NO_3^- des précipitations (en $\mu\text{mol/L}$) pendant la période 1998-2002.

distribution spatiale générale des dépôts humides de NO_3^- dans l'est de l'Amérique du Nord, donnée à la figure 3.2; 2) la distribution spatiale des concentrations de NO_3^- total dans l'air publiée aux figures 6.13 et 6.14 de NARSTO (2004); 3) les résultats de la modélisation MDAO de la section 4.5.2.1.3 du chapitre 4, qui prévoient un centre de masse situé plus au nord pour les dépôts humides de NO_3^- que pour ceux de SO_4^{2-} . Malgré les concentrations de NO_3^- dans les précipitations plus élevées pour le secteur NO, le secteur O-SO reste toutefois dominant pour ce qui est des dépôts humides de NO_3^- parce qu'il est la principale source de précipitations à Penn State.

Les résultats de l'analyse de contribution des sources donnés au tableau 3.14 fournissent l'occasion unique d'estimer ou, au moins, de mettre en évidence la contribution potentielle des émissions canadiennes de SO₂ et de NO_x aux dépôts humides à la station de Penn State. Pour ce faire, il faut poser l'hypothèse que la contribution en pourcentage de la combinaison des secteurs NO et N est entièrement attribuable aux émissions canadiennes; nous laissons donc de côté le fait qu'un certain nombre d'importantes sources d'émissions des États-Unis se trouvent aussi dans ces secteurs, dans le nord de la Pennsylvanie et l'ouest du New York. Si on accepte cette hypothèse, on peut estimer que les émissions canadiennes contribuent jusqu'à 14-15% aux dépôts humides de soufre et d'azote à Penn State. Toutefois, il s'agit probablement d'une surestimation, à cause de l'influence des émissions des États-Unis mentionnées plus haut.

Malgré l'impossibilité d'arriver à une estimation plus précise que < 14%-15%, il vaut la peine de souligner que cette valeur est très proche de l'estimation du bilan massique (< 16%) calculée de façon indépendante à la section 3.4.3.3. Elle concorde aussi avec la valeur (< 5%) prévue par le modèle RADM des États-Unis publié par Dennis et al. (1990) dans l'U.S. 1990 *National Acid Precipitation Assessment Program State of Science and Technology Assessment on Acidic Deposits* (nous reconnaissons toutefois que les émissions des États-Unis et du Canada ont beaucoup changé depuis la formulation de ces prévisions). À la lumière des résultats du modèle RADM, l'estimation de l'analyse de contribution des sources (< 14%-15%) peut être trop élevée parce que nous émettons l'hypothèse que cette contribution est d'origine canadienne seulement. La valeur de 14% à 15% peut quand même servir de limite supérieure conservatrice à l'estimation de la contribution potentielle des émissions canadiennes aux dépôts à Penn State.

En résumé, les sources de SO₂ et de NO_x du secteur O-SO (la vallée de l'Ohio et la partie est des états du Midwest) sont à l'origine de la majeure partie des dépôts humides de SO₄²⁻ et de NO₃ à Penn State (de 70% à 73%). On estime que la contribution totale des sources des États-Unis est > 85%-86% et la contribution potentielle des sources canadiennes < 14%-15%.

3.5.3 Discussion et résumé

Les résultats des analyses de contribution des sources présentés plus haut montrent clairement que les sources d'émissions de SO₂ et de NO_x de l'est du Canada et de l'est

des États-Unis influent fortement sur les dépôts acides dans l'est du Canada. En soi, il ne s'agit pas là d'une révélation sans précédent, puisque de nombreuses évaluations scientifiques des dépôts acides (p. ex., Environnement Canada, 1990, 1997; Dennis et al., 1990) ont déjà établi ce lien entre les dépôts humides sur l'est du Canada et le transport sur de longues distances des émissions de SO₂ et de NO_x du Canada et des États-Unis. Ce qui est ici nouveau et éclairant, c'est la possibilité que nous avons d'estimer de façon quantitative la contribution en pourcentage des différentes zones d'émissions aux dépôts humides, secs et totaux à des endroits précis. Ces résultats, auxquels viennent s'ajouter de nouvelles et meilleures estimations des dépôts secs, permettent de déterminer les endroits où la réduction des émissions serait la plus efficace pour réduire les dépassements des charges critiques dans l'est du Canada. Ces résultats fondés sur des mesures peuvent aussi servir à compléter les efforts de modélisation présentés au chapitre 4 (Moran, 2005) dans le cadre d'une analyse de l'approche du poids de la preuve.

Les résultats d'attribution des sources de dépôts de soufre total et d'azote total, présentés graphiquement aux figures 3.39 et 3.40, peuvent se résumer comme suit:

- ➡ Dans le sud-est de l'Alberta (Esther), les dépôts de soufre total et d'azote total dépendent surtout des émissions provenant de l'Alberta et de la Colombie-Britannique et, à un degré moindre, des émissions de l'ouest des États-Unis.
- ➡ Dans le nord-ouest de l'Ontario (ELA), ce sont les émissions du Midwest et de l'ouest des États-Unis qui influent le plus sur les dépôts (54%-59%), suivies par les émissions de l'ouest du Canada (29%-31%).
- ➡ Dans le centre-ouest de l'Ontario (Algoma), les émissions du Midwest et de l'ouest des États-Unis ont une influence dominante (67%) sur les dépôts de soufre et d'azote. Les sources d'émissions de l'ouest du Canada ne présentent qu'une part secondaire (19%).
- ➡ Dans le sud-ouest de l'Ontario (Longwoods et Egbert), les sources d'émissions du sud-ouest de l'Ontario et de l'est des États-Unis sont à l'origine d'environ les trois quarts des dépôts (74%-77%). Étant donné que les émissions des états américains les plus au nord sont environ dix fois plus importantes que celles du sud-ouest de l'Ontario (et qu'elles proviennent de zones situées tout près de la frontière), il est très probable que les émissions provenant de la vallée de l'Ohio et des états du Midwest soient les sources dominantes des dépôts humides et secs.

- ⇨ Dans l'est de l'Ontario (Chalk River) et le sud-ouest du Québec (Sutton), l'ensemble des dépôts est dominé (63%-67%) par les sources d'émissions du sud et du centre de l'Ontario, de la vallée de l'Ohio et des états du Midwest. Les émissions des fonderies de Sudbury et de Rouyn-Noranda font partie de ces régions dominantes. Les autres sources du Québec et du nord de l'Ontario apportent entre 25% et 32% des dépôts.
- ⇨ Dans le nord du Québec (Chapais), on attribue entre 61% et 63% des dépôts aux grandes sources d'émissions du nord-ouest du Québec (surtout à Rouyn-Noranda), de l'Ontario au sud de la baie James, de la vallée de l'Ohio et du Midwest. Un examen des trajectoires à dépôts importants montre que les émissions de l'Ontario et du Québec ont beaucoup plus d'influence sur cette zone septentrionale du Québec que sur les régions de l'Ontario et du Québec situées plus au sud.
- ⇨ En Nouvelle-Écosse (Kejimikujik), les émissions des états à l'est des Appalaches semblent exercer une influence dominante sur les dépôts (40%); suivent les émissions de l'Ontario, du Québec, du Nouveau-Brunswick et, dans une certaine mesure, du nord des États du Midwest (38%). Les émissions de la vallée de l'Ohio semblent avoir un impact considérablement plus faible que celui des régions nommées ci-dessus.
- ⇨ En général, l'influence des émissions des États-Unis diminue au profit de celle des sources canadiennes à mesure qu'on s'éloigne de la frontière États-Unis – Canada.

À ces valeurs de contribution données ci-dessus est rattaché un certain nombre d'incertitudes difficilement quantifiables: les incertitudes relatives à la définition du tracé de chacune des trajectoires, les incertitudes liées à l'attribution de valeurs journalières de dépôts aux quatre trajectoires pour chaque jour d'échantillonnage, les incertitudes liées à l'attribution de la catégorie « non attribuable » à différents secteurs des contributions, les incertitudes produites par les trajectoires passant par plusieurs secteurs et associées au mauvais secteur d'émissions et les incertitudes relatives aux valeurs quotidiennes des dépôts humides et secs (particulièrement des dépôts secs, puisqu'elles reposent à la fois sur des mesures et sur des résultats issus de modèles). Les analyses de sensibilité réalisées lors de l'analyse de contribution des sources indiquent que les résultats dépendent peu du choix de l'altitude de départ de la trajectoire (850 mb pour les dépôts humides et 925 mb pour les dépôts secs) ou du critère utilisé pour inclure des trajectoires dans le groupe des trajectoires non attribuables (< 70%). Bien qu'il soit possible d'utiliser différentes méthodes de répartition aux secteurs des

valeurs de dépôts du groupe des « non attribuables » (p. ex., en utilisant une technique d'agrégation afin d'assigner objectivement les trajectoires à des agrégats), plusieurs expériences menées avec ces méthodes ont montré qu'elles n'auraient eu aucun effet sur nos conclusions générales. Lorsque nous en aurons le temps, nous incluons dans nos analyses futures l'analyse de l'incertitude selon les méthodes d'autoamorçage ou du jackknife et comparerons entre elles les analyses de contribution des sources par agrégats et par secteurs.

En général, les résultats de l'analyse de contribution des sources indiquent la très forte influence des émissions de l'est des États-Unis sur les dépôts dans l'est du Canada. Par exemple, les quatre stations du RCEPA situées près de la frontière entre le Canada et les États-Unis fournissent les meilleurs résultats pour juger de l'impact relatif des émissions canadiennes et américaines sur les dépôts dans l'est du Canada, puisqu'il est possible de séparer la plupart des émissions canadiennes de celles provenant des secteurs des États-Unis. Ces quatre stations sont ELA (Ontario), Algoma (Ontario), Longwoods (Ontario) et Sutton (Québec). À ELA, on estime que les émissions des États-Unis sont à l'origine de 54% à 63% des dépôts de soufre *total* et de 59% à 66% des dépôts d'azote *total*. Notre utilisation d'une plage de valeurs vise à considérer le fait que la contribution des sources du sud de l'Ontario reste inconnue. À Algoma et à Longwoods, on estime que la contribution des émissions américaines à l'ensemble des dépôts de soufre et d'azote est respectivement > 67% et > 77%. Cette dernière valeur, > 77%, est peut-être surestimée, car elle inclut les effets des émissions canadiennes de la région de Windsor, dans le sud-ouest de l'Ontario. Enfin, on estime qu'à Sutton, les émissions des États-Unis sont à l'origine de 37% à 66% des dépôts de soufre et de 32% à 63% des dépôts d'azote. Ici aussi, nous utilisons une plage de valeurs parce qu'il est impossible d'évaluer exactement la contribution des sources du sud de l'Ontario dans les secteurs à l'étude. Ces résultats, comme les autres résultats d'attribution des sources du présent chapitre, sont corroborés de multiples façons:

1. Les résultats de l'analyse de contribution des sources pour les dépôts *humides* (tableaux 3.5 à 3.14) concordent très bien avec d'autres estimations sur le bilan massique relatif des contributions du Canada et des États-Unis aux dépôts humides (section 3.4.3.3). Les calculs du bilan massique indiquent que les émissions des États-Unis représentent entre 45% et 80% des dépôts humides de soufre et d'azote sur l'est du Canada. Les résultats de l'analyse de contribution des sources indiquent quant à

eux que la contribution des émissions américaines aux dépôts humides de sulfate et de nitrate dans la région de la frontière Canada – États-Unis se situe entre 60% et 80% et entre < 50% et 70% dans les régions éloignées de la frontière. Les deux ensembles de résultats ont une ressemblance frappante.

2. Les résultats de l'analyse de contribution des sources concordent avec les résultats que Dennis et al. (1990) ont obtenus par l'aide du modèle RADM et de mesures d'émissions de SO₂ datant de 1985. Par exemple, d'après les résultats du modèle RADM, pour la période modélisée, la contribution des émissions des États-Unis est la suivante:

- de 70% à 75% des dépôts humides de SO₄²⁻ à Algoma, alors que l'analyse de contribution des sources l'évalue à environ 71%;
- de 90% à 95% des dépôts humides à Longwoods, alors que l'analyse de contribution des sources l'évalue à environ 80%;
- de 85% à 90% des dépôts humides à Egbert, alors que l'analyse de contribution des sources l'évalue à moins de 86%;
- de 80% à 85% des dépôts humides à Sutton, alors que l'analyse de contribution des sources l'évalue entre 40% et 60%;
- de 70% à 75% des dépôts humides à Chalk River, alors que l'analyse de contribution des sources l'évalue qu'elle est nettement inférieure à 76%;
- de 55% à 60% des dépôts humides à Chapais, alors que l'analyse de contribution des sources l'évalue qu'elle est nettement inférieure à 72%;
- de 85% à 90% des dépôts humides à Kejimikujik, alors que l'analyse de contribution des sources l'évalue qu'elle est de beaucoup inférieure à 75%;
- 95% des dépôts humides à Penn State, alors que l'analyse de contribution des sources l'évalue à environ 86%.

En général, donc, les contributions estimées par le modèle RADM sont semblables ou plus élevées que les valeurs fournies par l'analyse de contribution des sources. Comme les émissions de SO₂ dans l'est du Canada et des États-Unis ont diminué de façon marquée entre 1985 et la période 1998-2002, il faut faire preuve de prudence en comparant les deux ensembles de résultats. Néanmoins, si on utilisait le modèle aujourd'hui à partir des émissions et des données météo de la période 1998-2002, il est fort probable qu'on aboutirait à un portrait général assez semblable, surtout compte tenu du fait

que les émissions ont diminué d'à peu près la même proportion dans les deux pays. Nous pensons donc que l'analyse de contribution des sources vient enrichir les résultats de la modélisation et confirme de ce fait que les émissions de l'est des États-Unis influent fortement sur les dépôts humides de SO₄²⁻ sur l'est du Canada. Les résultats de la modélisation corroborent aussi l'idée que l'impact des émissions du Canada augmente et celui des émissions des États-Unis s'estompe à mesure qu'on s'éloigne de la frontière entre les deux pays.

3. Malheureusement, l'analyse de contribution des sources ne nous permet pas de reconnaître les zones sources d'un secteur donné qui ont le plus d'influence sur les dépôts au Canada. Pour cette information, il faut s'appuyer sur les résultats des modèles MDAO et MLSS présentés au chapitre 4 (Moran, 2005) et ailleurs. Les résultats de modélisation du chapitre 4 indiquent que les zones d'émissions de l'est des États-Unis qui influent le plus sur les dépôts de soufre et d'azote dans l'est du Canada sont situées dans les États les plus au nord – dans le Midwest, près des Grands Lacs, dans la vallée de l'Ohio et sur le littoral atlantique. On estime en fait que les états situés plus au sud exercent très peu d'influence sur les dépôts acides dans l'est du Canada. Les résultats des modèles indiquent aussi que certaines zones d'émissions de l'est du Canada ont une influence prédominante sur les dépôts dans l'est du Canada:

- nord-ouest et centre-ouest de l'Ontario → émissions de l'ouest du Canada,
- est de l'Ontario → émissions du sud de l'Ontario et de Sudbury,
- sud du Québec → émissions du sud de l'Ontario, de Sudbury et du Québec (nord et sud),
- nord du Québec → émissions de Sudbury, de Rouyn-Noranda, du sud de l'Ontario et du sud du Québec,
- Nouvelle-Écosse → émissions de l'Ontario, du Québec et du Canada atlantique.

Ces zones d'émissions recoupent les zones générales déterminées par l'analyse de contribution des sources.

Les travaux de modélisation présentés au chapitre 4 indiquent que les charges critiques ne seront atteintes dans l'est du Canada que grâce à des réductions d'émissions de l'ordre de 75% ou plus dans l'est du Canada et des États-Unis. Ils indiquent aussi que les dépôts humides dans l'est du Canada bénéficieront davantage de la réduction d'une tonne des émissions dans l'est du Canada que de la même réduction



des émissions dans l'est des États-Unis. Ceci est dû au fait que la partie d'une tonne d'émissions de l'est du Canada qui se dépose dans l'Est canadien est plus grande que la partie d'une tonne d'émissions des États-Unis qui se dépose dans la même région. Donc, tonne pour tonne, les réductions d'émissions réalisées dans l'est du Canada seront plus efficaces que les réductions réalisées dans l'est des États-Unis. Toutefois, parce que les émissions de l'est des États-Unis, comme l'indique notre analyse de contribution des sources, sont à l'origine d'une très grande partie, si ce n'est de la majorité des dépôts sur l'est du Canada, d'importantes réductions d'émissions sont nécessaires dans l'est des deux pays pour que soient atteintes les charges critiques. **Des réductions d'émissions dans les zones à forte contribution des deux pays décrites plus haut auront un plus grand effet sur la réduction des dépôts acides dans l'est du Canada qu'un taux de réduction fixe des émissions de toutes sources de l'est du Canada et des États-Unis.**

3.6 CONCLUSIONS

Dans le présent chapitre, nous avons tenté de concrétiser les deux objectifs mentionnés dans l'introduction, soit: 1) d'établir quel avait été l'effet des programmes de limitation des émissions de gaz acides mis en place au Canada et aux États-Unis sur les dépôts atmosphériques humides et secs de substances acides, à partir des principaux changements survenus dans les émissions entre le début des années 1990 et le début des années 2000; 2) d'évaluer de quelles zones provenaient la majorité des dépôts acides dans les régions sensibles de l'est du Canada. Nos conclusions principales sont les suivantes:

- ⇒ La plupart des dépôts humides, secs et totaux (humides + secs) d'espèces du soufre et de l'azote touchent l'est du Canada, particulièrement le sud de l'Ontario et du Québec. Dans les parties ouest, nord et est de l'est du Canada, on observe un gradient allant des zones les plus touchées par les dépôts aux zones les moins touchées.
- ⇒ De nouvelles estimations des dépôts secs aux stations de prélèvement du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCEPA) indiquent que ces dépôts constituent une plus grande proportion de l'ensemble des dépôts de soufre et d'azote qu'on le croyait jusqu'à maintenant. Les données sur la quantité totale de dépôts de soufre et d'azote publiées jusqu'à maintenant est donc probablement sous-estimée. Nos recherches indiquent que, dans l'est du Canada, les dépôts secs représentent, selon la station, entre 24% et 46% des dépôts totaux (humides + secs) de soufre et

entre 23% et 58% des dépôts totaux (humides + secs) d'azote (ces chiffres comprennent les dépôts secs de NO₂ et de PAN selon les estimations exposées à l'annexe A2). Le rapport dépôts secs/dépôts totaux (ratio S/T) dans l'est du Canada atteint ses valeurs maximales dans les zones à dépôts élevés du sud de l'Ontario et du Québec. Les rares données dont nous disposons pour l'Ouest canadien indiquent que les dépôts secs y constituent une plus grande proportion des dépôts totaux (humides + secs) que dans l'est du Canada.

- ⇒ La distribution à grande échelle des dépôts humides de nsmSO₄²⁻ dans l'est de l'Amérique du Nord indique que les quantités de ces dépôts ont diminué de façon marquée du début à la fin de la décennie 1990, à la suite des réductions d'émissions de SO₂ dans l'est du Canada et des États-Unis. En revanche, la distribution des dépôts humides de NO₃ ne présente que des réductions minimales dans la quantité des dépôts, les émissions de NO_x ayant peu varié au cours de cette période.
- ⇒ Les estimations du bilan massique élaborées à partir des dépôts humides et des émissions totales pour l'est du Canada et des États-Unis indiquent que les émissions de SO₂ de l'est des États-Unis sont à l'origine de 45% à 80% des dépôts humides de nsmSO₄²⁻ et de NO₃ sur l'est du Canada. Les limites de cette analyse ne permettent pas d'atteindre une résolution plus fine. Les résultats des modélisations passées corroborent cette plage d'apport du nsmSO₄²⁻ et laissent supposer en fait que l'apport se situe probablement entre 65% et 70%.
- ⇒ Les études d'attribution des sources indiquent que, selon la station, au moins la moitié et parfois jusqu'aux deux tiers des dépôts totaux (secs + humides) des espèces du soufre et de l'azote de l'est du Canada sont attribuables à des sources situées dans l'est et le midwest des États-Unis. Les sources situées dans l'est du Canada contribuent également pour une bonne part aux dépôts totaux.
- ⇒ L'analyse de contribution des sources indique que les dépassements des charges critiques dans l'est du Canada ne pourront être éliminés que par des réductions d'émissions dans l'est du Canada et des États-Unis et dans les états du Midwest. Dans l'est du Canada, les réductions les plus importantes devront être réalisées en Ontario (sud de l'Ontario pour le SO₂ et le NO_x et Sudbury pour le SO₂ seulement) et au Québec (sud du Québec pour le SO₂ et le NO_x et Rouyn-Noranda pour le SO₂ seulement). Aux États-Unis, les réductions les plus importantes devront être faites dans les états du Midwest afin de réduire les dépôts dans le nord-ouest de l'Ontario; dans les états des Grands Lacs et de la vallée

de l'Ohio afin de réduire les dépôts dans le reste de l'Ontario et au Québec; enfin, dans les états de la vallée de l'Ohio et du littoral atlantique afin de réduire les dépôts au Canada atlantique.

- ⇒ Les résultats de modélisation décrits au chapitre 4 de la présente évaluation confirment que notre identification des zones d'émissions est raisonnable et indiquent aussi que des réductions ciblées des émissions seraient plus efficaces qu'un taux de réduction uniforme pour toutes les zones. Aux États-Unis, il serait plus efficace de réduire les émissions dans les états du Midwest, des Grands Lacs, de la vallée de l'Ohio et du littoral atlantique les plus proches de la frontière canadienne. La combinaison des résultats des mesures et des modèles donne plus de poids aux résultats d'attribution des sources présentés ici.
- ⇒ De telles attributions ne peuvent se faire dans l'ouest du Canada, faute de données suffisantes sur les dépôts dans cette région. Toutefois, des données provenant d'une station des Prairies, située près de la frontière entre l'Alberta et la Saskatchewan, nous ont permis d'arriver à des résultats d'attribution compatibles avec les résultats des modèles indiquant que les émissions de l'ouest du Canada sont largement responsables des dépôts qui affectent l'Ouest canadien.

La recherche qui a conduit à ces conclusions nous a permis de relever un certain nombre de lacunes dans le programme canadien de recherche sur les dépôts acides. Si celles-ci ne sont pas réglées dans un avenir proche, il sera extrêmement difficile, sinon impossible, de vérifier l'efficacité des futurs programmes de réduction des émissions et de déterminer le lieu et l'importance des dépassements des charges critiques au Canada. Les principales lacunes sont les suivantes:

- ⇒ Les mesures des dépôts d'azote ne sont pas adéquates. Il faut rapidement ajouter la mesure des dépôts secs de NH_3 et de NO_2 à la série de mesures réalisée actuellement aux stations du RCEPA.
- ⇒ Le nombre de stations de mesure des dépôts secs au Canada est insuffisant. Les 12 stations du RCEPA ne permettent pas de couvrir complètement le territoire canadien; de vastes régions de l'est et de l'ouest du Canada demeurent sans surveillance. Il faut ajouter des stations de prélèvement dans l'est comme dans l'ouest du Canada.
- ⇒ La fermeture récente de réseaux de surveillance des dépôts humides en Ontario et à Terre-Neuve-et-Labrador limite sérieusement la surveillance des dépôts acides dans l'est du Canada. Par exemple, il est maintenant

impossible, à cause de la rareté des données, de produire des cartes des dépôts humides comme celles de la figure 3.2. De même, l'absence de réseaux régionaux de surveillance des dépôts acides en Colombie-Britannique, en Saskatchewan et au Manitoba empêche de produire de cartes des dépôts humides dans l'Ouest canadien et de repérer les zones de dépassement des charges critiques. Il faudra donc mettre sur pied des réseaux bien organisés de surveillance des dépôts humides dans toutes ces provinces.

3.7 REMERCIEMENTS

Nous désirons remercier tous les participants au Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCEPA) et à l'Étude exploratoire sur l'azote de leur travail assidu et de leur conscience professionnelle. Nous voulons également remercier les réseaux de surveillance des dépôts acides des provinces canadiennes, le National Atmospheric Deposition Program des États-Unis et le Clean Air Status and Trends Network (CASTNET) de l'USEPA des États-Unis, qui nous ont fourni des données. Nous remercions aussi Roger Cox et Xin-Biao Zhu, du Service canadien des forêts, qui nous ont fourni les résultats de leur recherche sur l'eau de brouillard. Finalement, nous remercions nos trois pairs examinateurs pour l'examen perspicace et détaillé qu'ils ont fait de notre travail.

3.8 BIBLIOGRAPHIE

- Baumgardner, R.E., Jr, Lavery, T.F., Rogers, C.M., Isil, S.S. 2002. Estimates of the atmospheric deposition of sulfur and nitrogen species: Clean Air Status and Trends Network, 1990-2000. *Environmental Science & Technology* 36, 2614-2629.
- Baumgardner, R.E., Jr., Isil, S.S., Lavery, T.F., Rogers, C.M. 2003. Estimates of cloud water deposition at mountain acid deposition program sites in the Appalachian Mountains. *J. of Air Waste Management Assoc.* 53, 291-308.
- Brook, J., Zhang, L., Franco, D., Padro, J. 1999. Description and evaluation of a model of deposition velocities for routine estimates of air pollutant dry deposition over North America, Part I: Model development. *Atmos. Environ.* 33, 5037-5052.
- Brook, J.R., Strawbridge, K.B., Snyder, B.J., Boudries, H., Worsnop, D., Sharma, S., Anlauf, K., Lu, G., Hayden, K. 2004. Towards an understanding of the fine particle variations in the LfV: integration of chemical, physical and meteorological observations. *Atmos. Environ.* 38, 5775-5788.
- Brost, R.A., Chatfield, R.B., Greenberg, J.P., Haagenson, P.L., Heikes,

- B.G., Madronich, S., Ridley, B.A., Zimmerman, P.R. 1988. Three dimensional modeling of transport of chemical species from continents to the Atlantic Ocean. *Tellus* 40B, 358-379.
- Coté, J., Desmarais, J.G., Gravel, S., Methot, A., Patoine, A., Roch, M., Staniforth, A. 1997. The operational CMC/MRB global environmental multiscale (GEM) model, Part I, design considerations and formulation. *Mon. Wea. Rev.* 126, 1373-1395.
- Dennis, R.L., Binkowski, F.S., Clark, T.L., McHenry, J.N., Reynolds, S., Seilkop, S.K. 1990. Selected Applications of RADM (Part II). App. 5F, NAPAP SOS/T Report 5, In: National Acid Precipitation Assessment Program: State of Science and Technology, National Acid Precipitation Assessment Program, Washington, D.C.
- Environnement Canada. 1990. Rapport canadien d'évaluation de 1990 sur le transport à distance des polluants atmosphériques et sur les dépôts acides. Partie 3. Sciences de l'atmosphère, Comité fédéral-provincial de coordination de la recherche et de la surveillance, Ottawa, Ontario, Canada.
- Environment Canada. 1997. 1997 Canadian Acid Rain Assessment, Volume 2: Atmospheric Science Assessment Report. Environment Canada, Ottawa, Ontario, Canada.
- Fay, J.A., Kumar, S., Golomb, D. 1986. Annual and semi-annual anthropogenic sulfur budget for eastern North America. *Atmospheric Environment* 20, 1497-1500.
- Galloway, J.N., Whelpdale, D.M. 1980. An atmospheric sulfur budget for eastern North America. *Atmospheric Environment* 14, 409-417.
- Galloway, J.N., Whelpdale, D.M., Wolff, G.T. 1984. The flux of S and N eastward from North America. *Atmospheric Environment* 18, 2595-2607.
- Holland, D.M., De Oliveira, V., Cox, L.H., Smith, R.L. 2000. Estimation of regional trends in sulfur dioxide over the eastern United States. *Environmetrics* 11, 373-393.
- Isaaks, E.H., Srivastava, R.M. 1989. *An Introduction to Applied Geostatistics*. Oxford University Press, New York, 552 pp.
- Jonckheere, A.R. 1954. A distribution-free k-sample test against ordered alternatives. *Biometrika* 41, 133-145.
- Lynch, J.A., Bowersox, V.C., Grimm, J.W. 2000. Changes in sulfate deposition in eastern USA following implementation of Phase 1 of Title IV of the Clean Air Act Amendments of 1990, *Atmos. Environ.* 34, 1665-1680.
- Service météorologique du Canada. 2001. Contributions des précurseurs aux matières particulaires dans l'air ambiant au Canada, Service météorologique du Canada, Toronto, Ontario, <http://www.msc-smc.ec.gc.ca/saib/>.
- Meyers, T.P., Finkelstein, P., Clarke, J., Ellestad, T.G., Sims, P.F. 1998. A multi-layer model for inferring dry deposition using standard meteorological measurements. *Journal of Geophysical Research* 103, 22645-22661.
- Miller, R.G. Jr. 1981. *Simultaneous statistical inference, 2nd edition*, Springer-Verlag, New York, 299pp.
- Moran, M.D. 2005. Les programmes de mesure de contrôle des émissions, actuels et proposés: comment affecteront-ils les dépôts acides? Chapitre 4 dans: L' évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada, CD-ROM, 2005, Environnement Canada. Disponible auprès d'Environnement Canada [mai 2005].
- NAPAP. 1990. NAPAP SOS/T Report 5, In: National Acid Precipitation Assessment Program: State of Science and Technology, National Acid Precipitation Assessment Program, Washington, D.C.
- NARSTO. 2004. Particulate Matter Science for Policy Makers: A NARSTO Assessment. P. McMurry, M. Shepherd, J. Vickery (dir. de publ.). Cambridge University Press, Cambridge, England. ISBN 0521842875.
- Pudykiewicz, J.A., Kallaur, A., Smolarkiewicz, P.K. 1997. Semi-Lagrangian modelling of tropospheric ozone. *Tellus* 49B, 231-248.
- Reid, N., Misra, P.K., Bloxam, R., Yap, D., Rao, S.T., Civerolo, K., Brankov, E., Vet, R.J. 2001. Do we understand trends in atmospheric sulfur species? *J. Air & Waste Management Assoc.* 51, 1561-1567.
- Schemenauer, R.S., Banic, C.M., Urquizo, N. 1995. High elevation fog and precipitation chemistry in Southern Quebec, Canada. *Atmospheric Environment* 29, 2235-2252.
- Shannon, J.D., Sisterson, D.L. 1992. Estimation of S and NO_x-N deposition budgets for the United States and Canada. *Water, Air and Soil Pollution* 63, 211-235.
- Sharma, S., Barrie, L.A., Hastie, D.R., Kelly, C. 1999. Dimethyl sulfide emissions to the atmosphere from lakes of the boreal region. *J. of Geophysical Research* 104 D9, 11,585-11,592.
- Shaw, M.J., Tang, A.J.S., Reid, N., Yap, D., Lusis, M.A. 1992. Summary: Some results from the APIOS atmospheric deposition monitoring program (1981-1988). Ontario Ministry of the Environment Report ARB-101-92, Toronto, Ontario, Canada.
- Sirois, A. 1993. Temporal variation of sulphate and nitrate concentration in precipitation in eastern North America: 1979-1990. *Atmospheric Environment* 27A, 945-963.
- Sirois, A. 1998. A brief and biased overview of time-series analysis or how to find that elusive trend. In: WMO/EMEP Workshop on Advanced Statistical Methods and their Application to Air Quality Data Sets, Helsinki, 14-18 September 1998, World

Meteorological Organization Global Atmosphere Watch Report No. 133, WMO TD 956, Geneva, Switzerland.

Sirois, A., Barrie, L.A. 1988. An estimate of the importance of dry deposition as a pathway of acidic substances from the atmosphere to the biosphere in eastern Canada. *Tellus* 40B, 58-80.

Sirois, A., Vet, R., Lamb, D. 2000. A comparison of the precipitation chemistry measurements by the CAPMoN and NADP/NTN networks, *Environmental Monitoring and Assessment* 62, 273-303.

Snyder, B.J., Strawbridge, K.B. 2004. Meteorological analysis of the Pacific 2001 air quality field study. *Atmos. Environ.* 38, 5733-5743.

Urquiza, N., Brook, J.R., Walmsley, J.L., Burrows, W.R. 2003. An empirical approach for estimation of sulphate concentration in high elevation fog in mountainous areas. *Atmos. Environ.* 37, 1087-1100.

Voldner, E.C., Olson, M.P., Oikawa, K., Loiselle, M. 1981. Comparison between measured and computed concentrations of sulphur compounds in Eastern North America. *J. Geophys. Res.* 86 (C6), 5339-5346.

Walmsley, J.L., Mailhot, J. 1982. On the numerical accuracy of trajectory models for long-range transport of atmospheric pollutants. *Atmosphere-Ocean* 21(1), 14-39.

Wojcik, G.S., Chang, J.S. 1997. A re-evaluation of sulfur budgets, lifetimes, and scavenging ratios for eastern North America. *Journal of Atmospheric Chemistry* 26, 109-145.

WMO. 2005. Manual for the GAW Precipitation Chemistry Programme (WMO TD No. 1251) — GAW Report No. 160. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland.

Zhang, L., Gong, S., Padro, J., Barrie, L. 2001. A size-segregated particle dry deposition scheme for an atmospheric aerosol module. *Atmos. Environ.* 35, 549-560.

Zhang, L., Brook, J., Vet, R. 2003. A revised parameterization for gaseous dry deposition in air-quality models. *Atmospheric Chemistry and Physics* 3, 2067-2082.

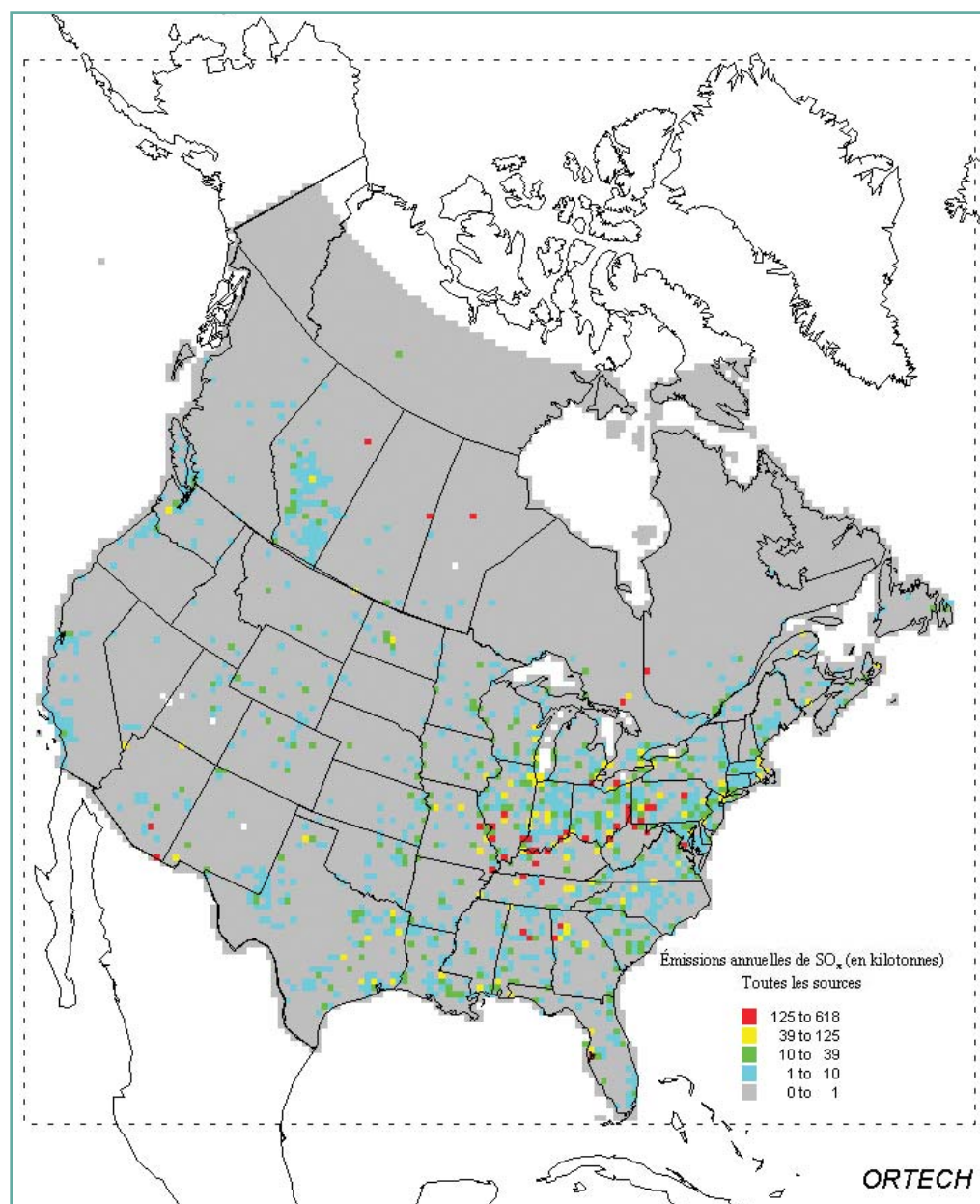
Cartes des émissions de SO₂ et de NO_x (1990)

Figure A3.1. Répartition des émissions annuelles totales de SO₂ du Canada et des États-Unis en 1990, en kt SO₂/cellule de grille/a (Service météorologique du Canada, 2001).

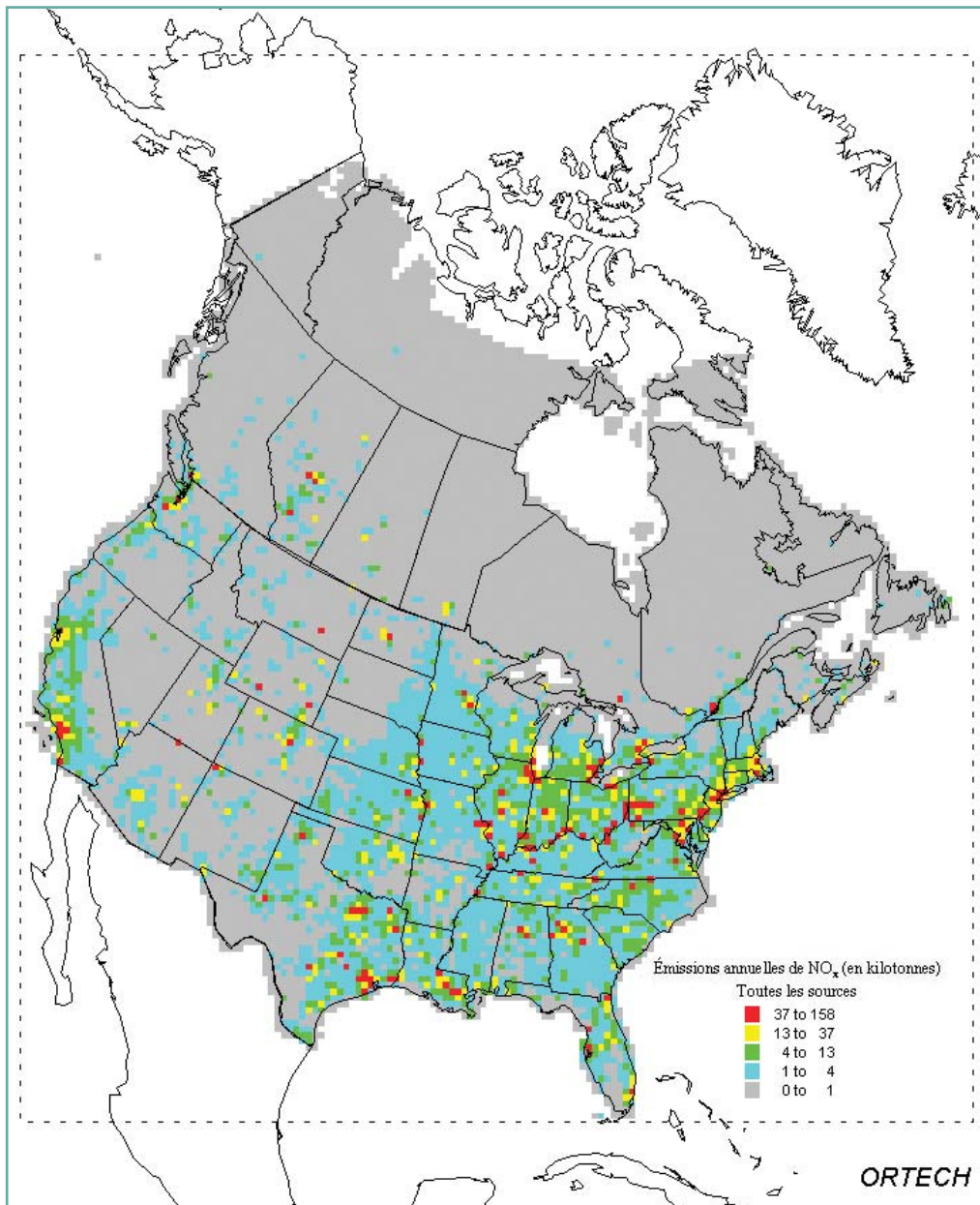


Figure A3.2. Répartition des émissions annuelles totales de NO_x du Canada et des États-Unis en 1990, en kt NO_x/cellule de grille/a (Service météorologique du Canada, 2001).

Incertitudes associées à l'estimation des quantités de dépôts d'azote

Depuis la mise sur pied du RCEPA, on sous-estime les quantités de dépôts secs d'azote parce que plusieurs espèces atmosphériques de l'azote (NH_3 , NO , NO_2 et PAN) ne sont ni mesurées ni tenues en considération dans les calculs. Malheureusement, l'importance de cette sous-estimation, que nous appellerons ici *biais négatif*, demeure inconnue. Afin d'évaluer le biais négatif et sa variabilité dans l'espace, le Service météorologique du Canada a entrepris à cet effet deux grandes études au début des années 2000.

Dans la première, l'étude exploratoire sur l'azote, on a organisé un certain nombre de campagnes intensives de trois à quatre semaines, pendant lesquelles on a mesuré la concentration atmosphérique des principaux composés d'azote (NH_3 , NO , NO_2 et PAN) à certaines stations du RCEPA. À partir de ces mesures, on a produit les premières estimations, sur de courtes périodes, du biais négatif causé par le fait que le RCEPA ne tenait pas compte de ces espèces. Puisqu'on en est actuellement au stade de l'analyse des données de cette étude, nous ne pourrions livrer ici que des résultats partiels.

Dans la deuxième étude, l'étude de modélisation de l'azote, on a fait appel à un modèle de prévision de la qualité de l'air, CHRONOS, afin d'estimer, pour la période de mai 2002 à avril 2003, les concentrations des espèces de l'azote dans l'air ambiant qui ne sont pas tenues en considération aux stations du RCEPA; ces concentrations servent ensuite à estimer l'importance du biais négatif. Comme quelques-unes des courtes périodes de mesure de l'étude exploratoire sur l'azote coïncident avec celles du modèle, nous avons pu ajuster les concentrations prévues par le modèle pour qu'elles se rapprochent des concentrations mesurées et, ainsi, augmenter la validité des flux modélisés. Les biais négatifs estimés au moyen des deux approches sont analysés plus bas.

A3.2.1 L'ÉTUDE EXPLORATOIRE SUR L'AZOTE: ESTIMATIONS À COURT TERME DE L'INCERTITUDE

L'étude exploratoire sur l'azote consistait en un ensemble d'études sur le terrain, d'une durée de trois à quatre semaines chacune, pendant lesquelles on mesurait les concentrations des principaux composés d'azote dans l'air. À partir de ces mesures, on a ensuite estimé, sur de courtes périodes, les flux de dépôts secs des différents composés d'azotes qui tombent sur certaines stations du RCEPA.

Au moment où nous rédigeons ce texte, l'étude exploratoire quinquennale sur l'azote a donné lieu à 17 études sur le terrain à 8 stations différentes du RCEPA. Nous donnons ici les résultats des trois premières études, réalisées à Frelighsburg (Québec) en novembre 2002, à Egbert (Ontario) en février-mars 2002 et à Frelighsburg (Québec) en avril-mai 2002. Les résultats de ces études donnent une indication préliminaire de l'importance relative des différentes espèces dans l'ensemble des dépôts secs d'azote. Bien que le NO ait été mesuré lors de ces études sur le terrain, les dépôts secs de NO sont extrêmement faibles à cause de la faible vitesse de dépôt sec de ce composé. Nous ne tiendrons donc pas compte ici des dépôts secs de NO . Le PAN n'a pas été mesuré non plus lors de ces trois études. Toutefois, nous pensons que sa contribution à l'ensemble des dépôts secs d'azote est négligeable. Des mesures du PAN ont été effectuées lors d'études ultérieures et la contribution de ce composé a été estimée dans le cadre de l'étude de modélisation de l'azote.

Les flux de dépôt sec des différentes espèces de l'azote ont été calculés comme le produit des concentrations mesurées dans l'air et des vitesses de dépôt sec estimées (V_d). Les valeurs de V_d ont été calculées à l'aide du modèle régional de dépôts secs (MRD) du SMC, adapté aux données à court terme de l'étude exploratoire. Le MRD, décrit plus haut ainsi que dans Brook et al. (1999) et Zhang et al. (2001), a récemment fait l'objet d'améliorations, décrites dans Zhang et

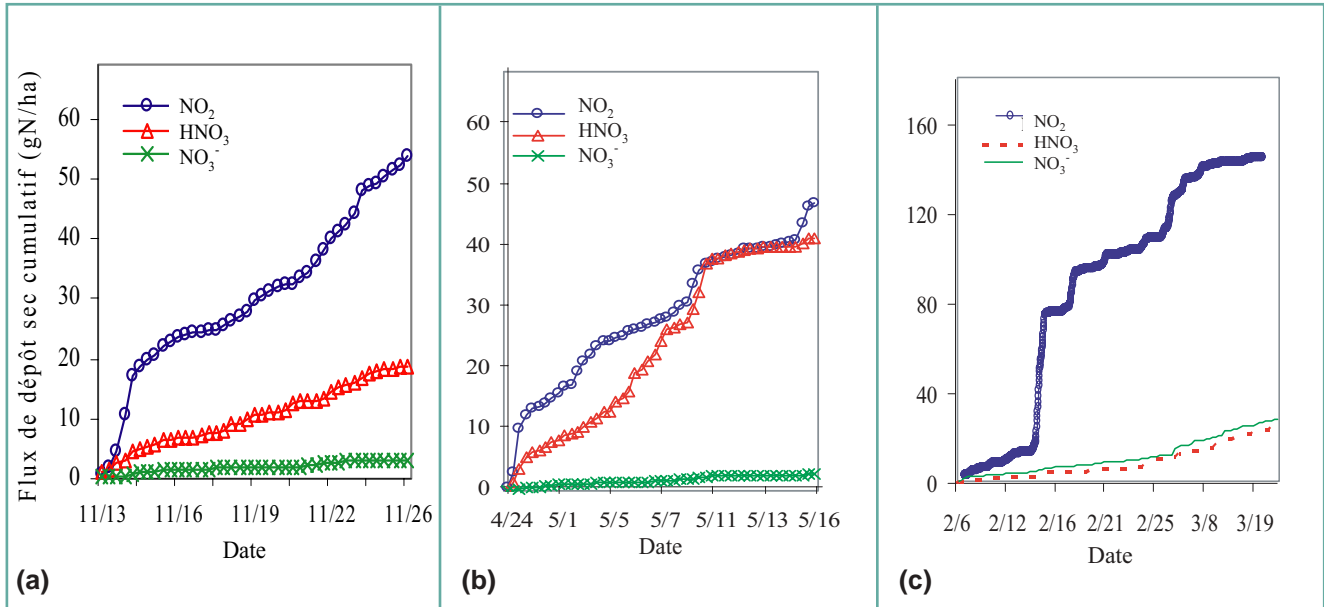


Figure A3.3. Dépôts secs cumulés de NO₂, de HNO₃ et de p-NO₃⁻ au cours des trois premières études exploratoires: a) Frelighsburg (Québec), 10-28 novembre 2001; b) Frelighsburg (Québec), 23 avril-16 mai 2002; c) Egbert (Ontario), 6 février-28 mars 2002.

al. (2003). Les intrants météorologiques du modèle ont été obtenus à partir d'une combinaison de mesures météo effectuées sur le terrain, de données provenant de stations météorologiques des environs ou de résultats archivés du modèle global environnemental multi-échelle (GEM).

La figure A3.3 donne les estimations des dépôts secs cumulés de NO₂, de HNO₃ et de p-NO₃⁻ pour les trois études sur le terrain. Lors des trois études, on a estimé que le NO₂ contribuait pour plus de 50% aux dépôts secs d'azote total. La contribution HNO₃, en dépit de vitesses de dépôt sec beaucoup plus élevées, était très inférieure à 50% lors de l'étude de novembre à Frelighsburg et de l'étude de février-mars à Egbert, et se situait un peu sous 50% lors de l'étude d'avril-mai à Frelighsburg. La faible contribution du HNO₃ durant la partie froide de l'année à Frelighsburg et à Egbert n'est pas surprenante, puisque les concentrations de HNO₃ sont généralement faibles à basse température. On notera que les concentrations et les flux de dépôts secs de NO₂ aux stations du RCEPA ont tendance à être épisodiques, avec alternance de périodes de concentrations (et de flux) faibles et élevées. C'est particulièrement le cas à Egbert, qui est situé à 65 km au nord-nord-ouest de la limite nord de la région métropolitaine de Toronto.

Le tableau A3.1 présente les estimations des dépôts secs cumulés au cours des trois études. On y voit clairement que,

lors de ces trois études, le NO₂ était la principale contribution aux dépôts secs d'azote oxydé. Par exemple, les dépôts secs de NO₂ représentaient 58% de l'ensemble des dépôts secs d'azote oxydé lors de la première étude à Frelighsburg (10-28 novembre 2001), 54% lors de la deuxième étude à Frelighsburg (23 avril-16 mai 2002) et 78% lors de l'étude d'Egbert (7 février-28 mars 2002). Comme les concentrations de NO₂ sont d'habitude plus élevées à Frelighsburg et à Egbert parce que ces stations sont situées à proximité de régions métropolitaines importantes (respectivement Montréal et Toronto), il est probable que la contribution du NO₂ y soit plus élevée qu'aux stations du RCEPA situées en milieu rural ou isolé. Par exemple, dans une étude réalisée dans une station isolée du RCEPA en Nouvelle-Écosse (Kejimikujik), nous avons estimé que les dépôts de NO₂ représentaient environ 24% des dépôts secs d'azote oxydé et seulement 8% de l'ensemble des dépôts (humides + secs) d'azote. Étant donné que les concentrations de NO₂ sont beaucoup plus faibles à Kejimikujik qu'ailleurs dans l'est du Canada, ces valeurs représentent probablement une limite inférieure pour les stations du RCEPA.

Sur la base des résultats obtenus jusqu'à maintenant, nous estimons que les espèces de l'azote non mesurées par le RCEPA ont représenté entre 50% et 75% de l'ensemble des dépôts secs aux stations du RCEPA pendant les courtes périodes qu'ont duré les études. Ces résultats indiquent que

Tableau A3.1. Dépôts secs cumulés (en kg N/ha/étude) et contribution du NO₂, du HNO₃ et du p-NO₃ – aux dépôts secs d'azote total au cours des trois premières études sur le terrain.

Espèces	Frelighsburg (Québec) 10-28 novembre 2001		Frelighsburg (Québec) 23 avril-16 mai 2002		Egbert (Ontario) 7 février-28 mars 2002	
	Dépôts secs (kg N/ha)	Contribution à l'ensemble des dépôts secs (%)	Dépôts secs (kg N/ha)	Contribution à l'ensemble des dépôts secs (%)	Dépôts secs (kg N/ha)	Contribution à l'ensemble des dépôts secs (%)
NO ₂	0,061 ¹	58	0,052 ³	54	0,184 ⁵	78
HNO ₃	0,038 ²	36	0,042 ⁴	43	0,025 ⁶	11
p-NO ₃	0,006 ²	6	0,003 ⁴	3	0,027 ⁶	11
Total	0,105		0,097		0,236	

¹ Total sur 17,5 jours.

³ Total sur 23,3 jours.

⁵ Total sur 46,8 jours.

² Total sur 17,9 jours.

⁴ Total sur 22,6 jours.

⁶ Total sur 44,3 jours.

le RCEPA devrait commencer à effectuer des mesures régulières du NO₂ à toutes ses stations. Une conclusion semblable semble s'appliquer aux dépôts secs des espèces réduites de l'azote, puisque le RCEPA ne mesure que le p-NH₄⁺ et le NH₃ non gazeux. Nous estimons que, lors des trois études exploratoires à court terme, les dépôts secs de NH₃ à l'état gazeux ont représenté respectivement environ 70%, 70% et 50% de l'ensemble des dépôts secs d'azote réduit. Ceci indique que le RCEPA devrait effectuer des mesures régulières du NH₃ à toutes ses stations.

A3.2.2 L'ÉTUDE DE MODÉLISATION DE L'AZOTE: ESTIMATIONS ANNUELLES DE L'INCERTITUDE

L'étude de modélisation de l'azote avait pour objectif de fournir des estimations sur un an des dépôts secs et totaux de NO₂, de PAN, de HNO₃ et de p-NO₃ à sept stations du RCEPA de l'est du Canada. Pour ce faire, on s'est d'abord servi d'un modèle pour prévoir la teneur en NO₂ et en PAN de l'air ambiant, puis on a combiné ces données avec les concentrations mesurées de HNO₃ et de NO₃ et les estimations de vitesse de dépôt sec. Nous avons utilisé le modèle CHRONOS de prévision de la qualité de l'air à l'échelle régionale élaboré par le Service météorologique du Canada (Pudykiewicz et al., 1997). Nous présentons ici les conclusions principales de nos estimations établies sur un an (du 1^{er} mai 2002 au 30 avril 2003).

Les estimations combinées modélisées indiquent que les dépôts secs annuels d'azote à sept stations du RCEPA varient entre 1 et 5 kg/ha/a (figure A3.4a). Les résultats indiquent que

le HNO₃ et le NO₂ sont les deux principales espèces à l'origine des dépôts secs. À partir des prévisions de NO₂ du modèle mises à l'échelle afin de les rendre comparables aux données de l'étude exploratoire, nous calculons que, sur une base annuelle, le HNO₃ représente, selon l'endroit, entre 36 et 63% de l'ensemble des dépôts secs d'azote, le NO₂, de 14 à 46%, le p-NO₃, entre 9 et 20% et le PAN, de 2 à 15% (figure A3.4b). En général, les dépôts secs de NO₂ semblent aussi importants que la combinaison des dépôts secs de HNO₃ et de p-NO₃ dans le sud-ouest de l'Ontario, soit à proximité des principales zones d'émissions de NO_x de l'est de l'Amérique du Nord. Leur influence est moins grande dans les stations en milieu rural ou isolé situées loin du sud-ouest de l'Ontario.

Les résultats de l'étude de modélisation nous permettent d'évaluer l'impact de la non-inclusion du NO₂ et du PAN dans les estimations des dépôts secs du RCEPA. Pour tenir compte du NO₂ et du PAN dans le calcul des estimations des dépôts secs d'azote, il faut multiplier les valeurs sans NO₂ et sans PAN par un facteur représentant la contribution des dépôts non mesurés. Nous estimons que ce facteur, pour la période couverte par l'étude (du 1^{er} mai 2002 au 30 avril 2003), serait d'environ 2,0 pour le sud-ouest de l'Ontario (à proximité des principales zones d'émissions de NO_x) et entre 1,3 et 1,5 pour le reste de l'est du Canada.

A3.2.3 ESTIMATIONS GÉNÉRALES DE L'INCERTITUDE

En combinant les résultats de l'étude exploratoire sur l'azote et de l'étude de modélisation de l'azote, on peut estimer

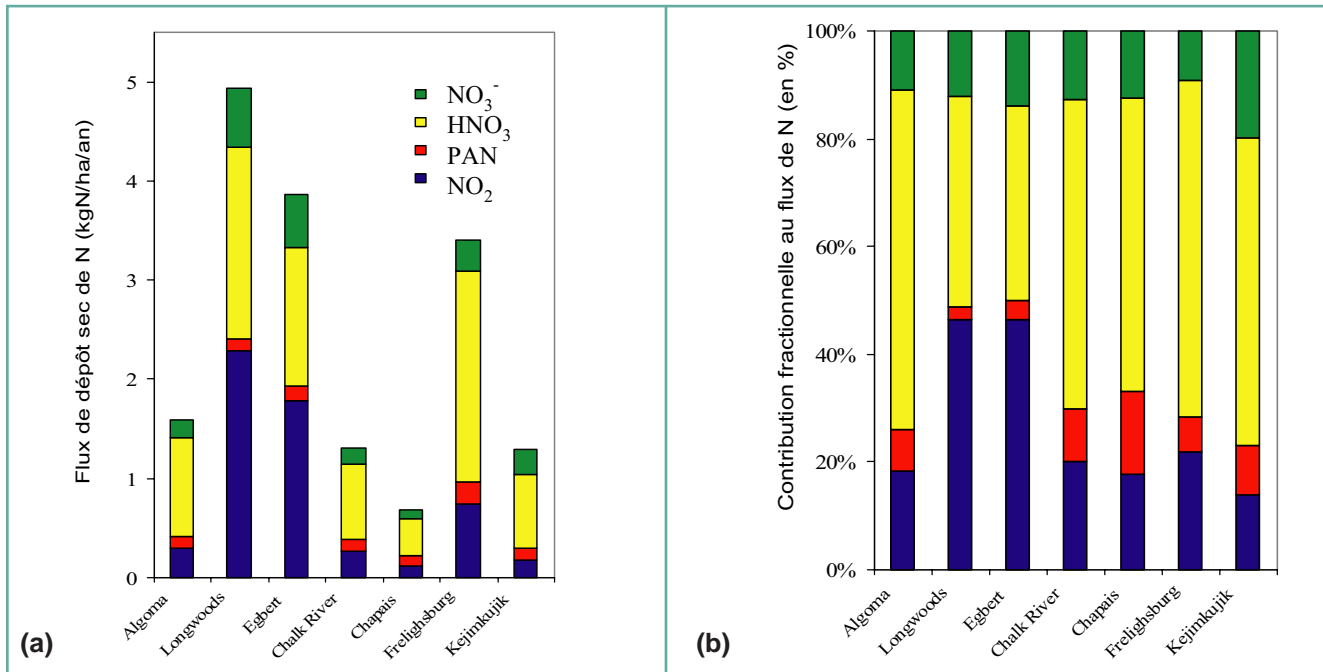


Figure A3.4. a) Dépôts secs annuels et b) contribution aux dépôts secs d'azote du NO₂, du PAN, du HNO₃ et du NO₃⁻, calculés à partir de concentrations de NO₂ modélisées et mises à l'échelle et de mesures de la concentration du HNO₃ et du NO₃⁻.

l'incertitude générale ou le biais négatif dans les valeurs des dépôts secs et totaux du RCEPA découlant de l'absence de mesures du NO₂ et du PAN. Notre méthode fait intervenir une succession d'étapes. Premièrement, nous avons émis l'hypothèse que les *facteurs d'ajustement des dépôts secs* de l'étude de modélisation de l'azote (qui représentent les dépôts additionnels de NO₂ et de PAN) étaient représentatifs de la situation durant la période 1998-2002. Deuxièmement, nous avons multiplié les valeurs des dépôts secs d'azote de 1998-2002 par un *facteur d'ajustement des dépôts secs* de 2,0 pour les stations du sud-ouest de l'Ontario et de 1,3 à 1,5 pour les autres stations de l'est du Canada. Troisièmement, nous avons additionné les « valeurs corrigées des dépôts secs » de 1998-2002 aux mesures de dépôts humides de cette période afin d'évaluer l'ensemble des dépôts (humides + secs) d'azote. Quatrièmement, nous avons calculé les *facteurs d'ajustement des dépôts totaux* permettant de tenir compte du NO₂ et du PAN. Finalement, nous avons estimé le facteur d'ajustement du ratio S/T, compte tenu de la présence du NO₂ et du PAN.

Selon cette méthode, notre meilleure estimation des *facteurs d'ajustement des dépôts totaux (humides + secs)* (compte tenu des dépôts secs de NO₂ et de PAN) est de 1,4 pour les stations du sud-ouest de l'Ontario et de 1,1 pour les autres stations de l'est du Canada. Ceci signifie que l'évaluation des dépôts totaux de la figure 3.7, dans laquelle on n'a pas tenu compte des dépôts secs de NO₂ et de PAN, est d'environ 40% trop basse pour le sud-ouest de l'Ontario et de 10% trop basse pour le reste de l'est du Canada.

De même, pour tenir compte des dépôts secs de NO₂ et de PAN, il faut accroître le ratio S/T de la figure 3.7 d'environ 16% pour le sud-ouest de l'Ontario et de 7% ailleurs dans le reste du pays (p. ex., à Longwoods, ce ratio passera de 36% à 52% et à Algoma, de 30% à 37%).

Il y a donc de bonnes raisons pour que le RCEPA mesure la teneur en NO₂ et le NH₃ de l'air ambiant. Ceci permettra de produire de meilleures estimations de l'ensemble des dépôts secs d'azote aux stations du RCEPA.

Contributions normalisées selon la superficie, par secteur

Les figures A3.5 et A3.6 présentent des cartes des contributions normalisées selon la superficie des différents secteurs des stations du RCEPA, exprimées en contribution à l'ensemble des dépôts par degré d'angle.

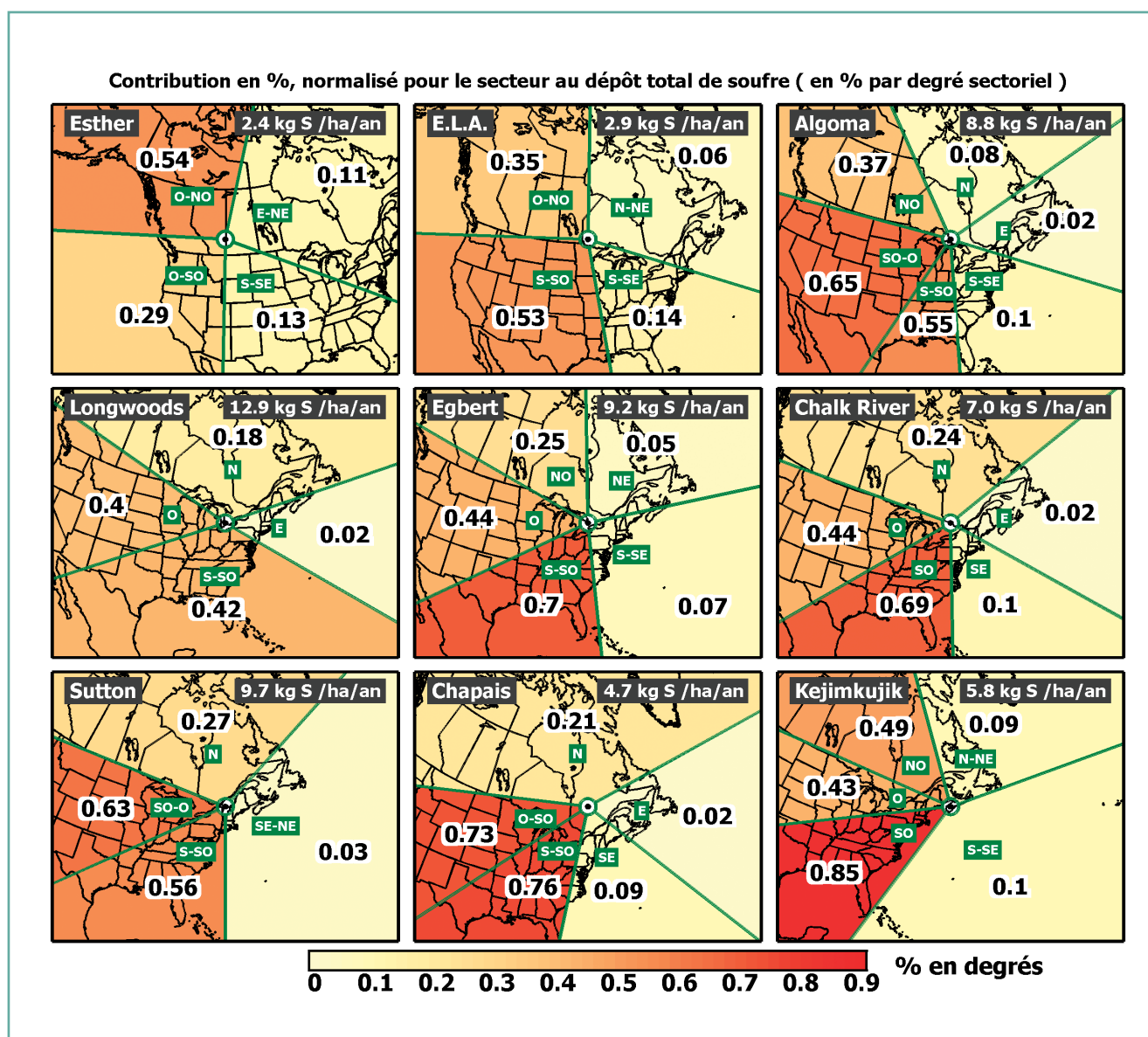


Figure A3.5. Contribution de chaque secteur, par degré d'angle, aux dépôts totaux (humides + secs) de soufre aux stations du RCEPA. Les valeurs indiquées dans le coin supérieur droit des diagrammes indiquent la quantité totale des dépôts de soufre à chacune des stations.

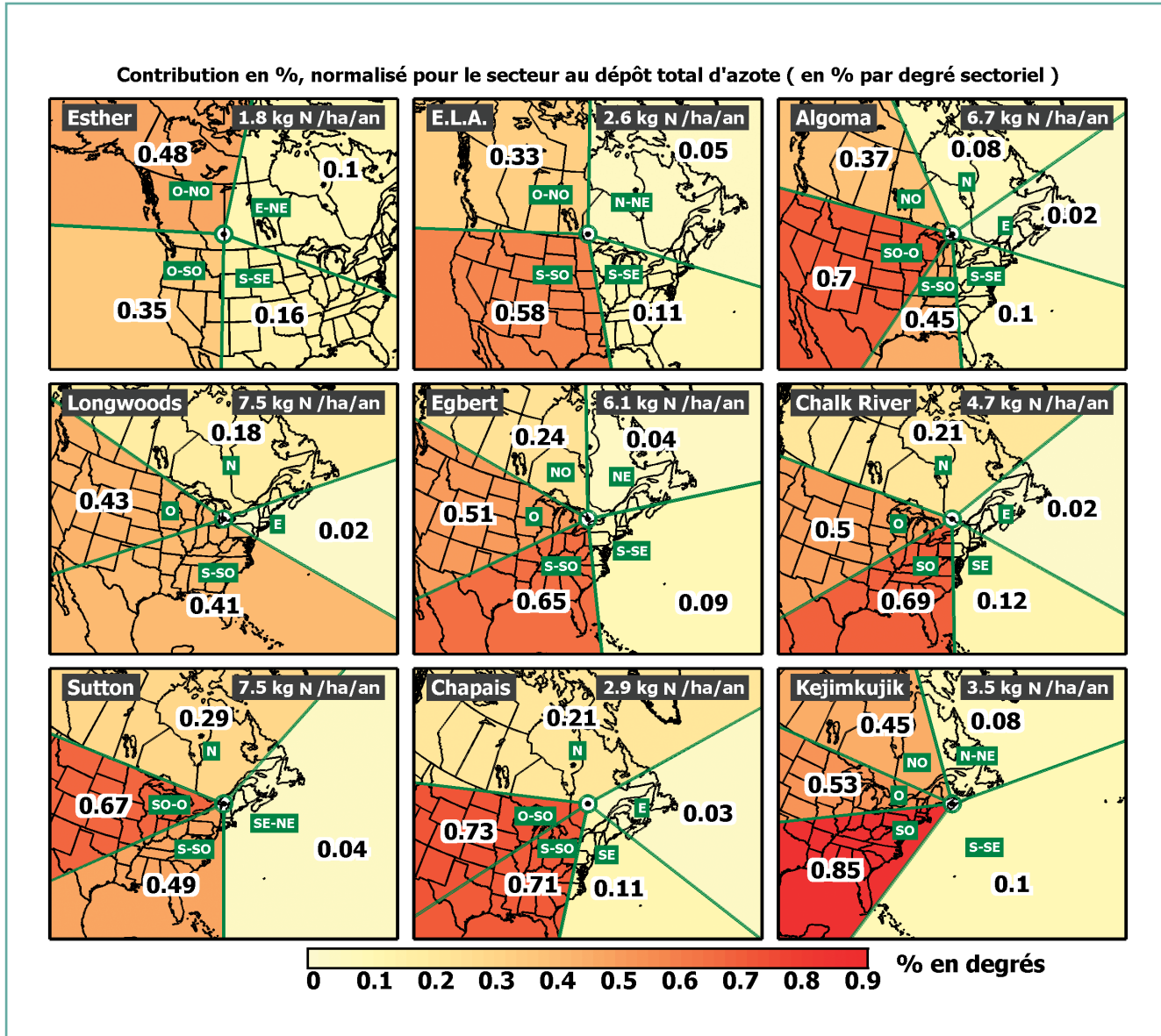


Figure A3.6. Contribution de chaque secteur, par degré d'angle, aux dépôts totaux (humides + secs) d'azote aux stations du RCEPA. Les valeurs indiquées dans le coin supérieur droit des diagrammes indiquent la quantité totale des dépôts d'azote à chacune des stations.

Les mesures de contrôle des émissions actuelles et proposées: comment les dépôts acides seront-ils affectés?

M.D. Moran

4.1 MESSAGES CLÉS

- ➡ On a employé quatre modèles régionaux de retombées acides (RELAD, MDAO, MEI et MLSS) depuis l'évaluation de 1997 pour étudier ce phénomène dans l'ouest et l'est du Canada et des effets que produirait sur lui le fait de réduire les émissions de SO₂ et de NO_x. La possibilité de réduire les émissions de NO_x représente une nouveauté en matière de contrôle des émissions par rapport à l'évaluation de 1997, qui ne présentait que des scénarios de contrôle des émissions de SO₂.
- ➡ Ce sont les principales sources d'émissions de SO₂ et de NO_x de l'Ouest canadien qui se trouvent être les causes des retombées acides dans cette région. Il en serait ainsi selon des prévisions données par le modèle lagrangien de retombées acides RELAD, établies en fonction de quelques scénarios des émissions annuelles des espèces chimiques du soufre et de l'azote qui affectent l'Ouest canadien, en particulier l'Alberta, de la cartographie des émissions et des données collectées sur les retombées acides.
- ➡ L'évaluation de 1997 rapportait les simulations de retombées acides résultant de cinq scénarios MDAO de contrôle des émissions de SO₂ dans l'Est canadien, un modèle eulérien détaillé des dépôts acides. Quinze autres scénarios MDAO d'émissions ont été envisagés depuis, dont trois qui font intervenir des changements simultanés dans les émissions de SO₂ et de NO_x. Dans le cas du scénario d'émissions de SO₂ considéré le plus réaliste, le modèle MDAO a quand même prévu que les charges critiques 1997 de sulfate des écosystèmes aquatiques du centre de l'Ontario et du Québec seraient dépassées. C'est seulement avec le scénario de contrôle des émissions de SO₂ le plus strict, dans lequel on envisage 75% de réduction des émissions de SO₂ par rapport à celles prévues en 2010, que les retombées de sulfate se rapprocheraient des charges critiques.
- ➡ L'analyse d'autres scénarios MDAO d'émissions de SO₂ indique que des réductions supplémentaires des émissions de SO₂ en Ontario, au Québec, au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse, qui sont en deçà des

limites des émissions du PLCPA de 1985 accordées par la Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000, permettraient de diminuer l'étendue du territoire où les charges critiques des milieux aquatiques de l'est du Canada sont en voie d'être dépassées. Les résultats ont aussi montré que pour une même quantité d'émissions réduite, la répartition de ces réductions d'émissions dans l'est du Canada pourrait influencer l'atteinte de la charge critique.

- ➡ La comparaison de paires de scénarios MDAO similaires d'émissions de SO₂ a permis de quantifier la contribution d'un certain nombre de régions au sulfate qui est déposé dans l'est du Canada; l'exercice a indiqué que les émissions de SO₂ et de NO_x en provenance du Canada et des États-Unis avaient toutes deux contribué à la retombée des dépôts acides dans l'est du Canada. Sur la base de tonne par tonne, les émissions canadiennes de SO₂ produisent, au Canada même, un effet plus important que les émissions américaines; par contre, ces dernières sont de quatre à six fois plus importantes que les émissions canadiennes de SO₂ (voir le chapitre 2).
- ➡ Les dépôts de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ prévus par MDAO ont été combinés sur une base molaire dans plusieurs scénarios pour le calcul de l'acidité effective des dépôts, un paramètre qui peut être comparé à la charge critique de multipolluants des écosystèmes forestiers de l'est du Canada (voir le chapitre 8).

4.2 INTRODUCTION

Ce chapitre présente une synthèse des nouveaux résultats de modélisation des retombées régionales acides qui ont été produits depuis la publication du rapport d'évaluation de 1997 sur les pluies acides au Canada (volume 2: *Atmospheric Science Assessment Report*, Environment Canada, 1998a). Ces résultats ont permis d'accroître nos connaissances 1) sur l'impact que créeront dans certaines régions du Canada le fait de modifier les émissions de gaz acidifiants et 2) sur les nouveaux programmes de mesures proposés sur le contrôle des émissions.

Dans le domaine des sciences de l'atmosphère, les modèles d'estimation des émissions des retombées acides aident à quantifier le phénomène qui relie la quantité de polluant acidifiant émise dans l'atmosphère à la façon dont ils sont distribués géographiquement et à la façon dont évoluent les concentrations avant de retomber sous forme de dépôts secs et humides. Cette connaissance est nécessaire pour gérer un tel phénomène. Selon ce qu'il a été suggéré dans le rapport d'évaluation de 1990 sur les pluies acides au Canada (CCRS, 1990), l'élaboration de modèles régionaux des dépôts acides se révèle le meilleur moyen d'évaluer quantitativement cette relation appelée « source-récepteur des dépôts acides ».

Ces modèles régionaux sont des modèles de prévisions numériques des concentrations atmosphériques et des retombées acidifiantes et de leurs produits dérivés, que l'on élabore à partir des taux de polluants acidifiants émis dans l'atmosphère et des données météo existantes. Ils sont basés sur la combinaison de représentations – déterministes et empiriques – des principaux processus physiques et chimiques de l'atmosphère. Ces modèles font partie d'une plus grande famille de modèles appelés « modèles de transport (des polluants) à grande distance », « modèles de la qualité de l'air régional », « modèles basés sur les émissions » ou « modèles fondés sur les sources ». Ces modèles sont généralement plus complexes que les modèles photochimiques régionaux, mais plus simples que les modèles régionaux de la qualité de l'air en rapport avec les matières particulaires (MP) (par ex., Seigneur et Moran, 2003).

Les modèles des retombées acides régionales servent à prévoir, à partir de scénarios d'émissions, la façon dont les concentrations d'agents acidifiants évolueront dans l'atmosphère et quelles quantités se déposeront. C'est pourquoi ils peuvent nous permettre de répondre à des questions telles que « Quelle sera l'efficacité de tel ou tel programme de mesures de contrôle proposé? Quelle quantité supplémentaire d'émissions devrions-nous réduire pour atteindre un objectif de protection environnementale souhaité comme une charge critique donnée? Et de combien contribue un type de source donné ou une région donnée aux retombées atmosphériques qui se déposent, dans une autre région? ».

Les modèles régionaux des dépôts acides entrent dans deux catégories suivant la nature du cadre de référence spatiale utilisé. La première catégorie rassemble les modèles de type lagrangien (ou modèle à trajectoires) et la deuxième, les modèles de type eulérien (ou modèle maillé) (Pasquill et Smith, 1983). Les modèles lagrangiens des dépôts acides établissent les prévisions selon un cadre de référence capable de suivre le mouvement de parcelles individuelles d'air, depuis

la source jusqu'au récepteur. Nous supposons que les transformations chimiques et les phénomènes de piégeage prennent place à l'intérieur des parcelles, mais les processus de transport qui ne sont pas résolus par advection (par ex., la diffusion turbulente verticale) peuvent faire augmenter les dimensions des parcelles ou déplacer les espèces chimiques entre elles (dans certains modèles multicouches). Par contraste, les modèles eulériens des dépôts acides établissent des prévisions selon un cadre de référence fixe dans l'espace. Leur forme la plus simple est le modèle dit de la boîte; un quadrillage tridimensionnel en est tout de même à la base. Les transformations chimiques et physiques y sont traitées *in situ* à l'intérieur de chacune des parcelles et les processus de transport et de diffusion modélisés permettent aux espèces chimiques de se déplacer entre les parcelles du quadrillage.

Les modèles lagrangiens sont de formulation plus simple et le nombre de variables d'entrées et les calculs à y effectuer sont moins exigeants que ce que requièrent les modèles eulériens. Cependant, ils sont plus limités parce qu'ils ne traitent pas de façon « réaliste » (dans le sens où toute la complexité du réel est envisagée) certains phénomènes physiques de l'atmosphère, comme l'advection différentielle attribuable au cisaillement vertical du vent, le transport vertical ainsi que les réactions chimiques qui se produisent entre les parcelles d'air. Les modèles eulériens basés sur un quadrillage tridimensionnel sont préférés aux précédents dans le cas d'élaboration de politiques et de réglementations, où le besoin d'une représentation réaliste de tous les processus en cause est important. En contrepartie, les modèles lagrangiens sont utiles au dépistage – auquel cas leur vitesse computationnelle est un atout – et dans les cas où le traitement réaliste des processus chimiques et d'aérosols est requis et où des processus simplifiés de transport et de diffusion suffisent.

La suite de ce chapitre présente les progrès réalisés depuis l'évaluation de 1997 sur la capacité des modèles régionaux de dépôts acides, tant lagrangiens qu'eulériens, à évaluer les dépôts acides eux-mêmes et l'efficacité des mesures de contrôle des émissions existantes – proposées et potentielles – et ce, tant pour l'est que l'ouest du Canada. Les programmes de contrôle du SO₂ et du NO_x sont présentés sous l'angle des effets que ces derniers créent dans l'atmosphère. Le fait de considérer les programmes de contrôle de NO_x constitue une avancée importante par rapport à l'évaluation de 1997 où on avait été considéré les scénarios de contrôle des émissions de SO₂. Un certain nombre de scénarios présentés dans ce chapitre sont traités aux chapitres 7 et 8 du point de vue des impacts produits sur les écosystèmes.

4.3 LES CONCLUSIONS DE L'ÉVALUATION DE 1997

L'objectif de ce rapport est de présenter les résultats de modélisation des dépôts acides acquis depuis l'évaluation de 1997. Nous en rappelons ici les résultats les plus importants:

1. Un modèle lagrangien des dépôts acides, le modèle lagrangien du SEA¹ sur le soufre (MLSS), a été employé pour l'évaluation des dépôts humides de SO_4^{2-} à l'année de référence 1985 et pour trois scénarios de contrôle des émissions de SO_2 envisagés pour les années 1994, 1997 et 2010, années qui correspondent à la mise en œuvre progressive de la réduction des émissions de SO_2 requise en vertu de la législation canadienne et américaine existante (le Programme de lutte contre les pluies acides de l'est du Canada de 1985 et les *Clean Air Act Amendments* de 1990 des É.-U. (CAAA)). Les résultats du MLSS laissent supposer que d'ici 2010 le dépôt cible de 20 kg/ha/a de dépôts humides de SO_4^{2-} serait atteint dans toutes les régions de l'est du Canada, à l'exception d'une petite région située au sud-est du Québec (QC). Les prévisions du MLSS laissent entrevoir que les dépôts humides dépasseraient jusqu'à 10 kg SO_4^{2-} /ha/a les charges critiques sur de grandes étendues de l'est du Canada, si on utilisait la charge critique fondée sur les effets produits dans le milieu aquatique plutôt que le dépôt cible comme critère de protection environnementale et ce, même après que les programmes de contrôle des émissions auraient été entièrement réalisés.
2. On a utilisé le MLSS pour inférer le bilan atmosphérique du soufre dans la province de l'Alberta (AB), cette province étant en 1990 au Canada après l'Ontario (ON) le plus grand émetteur de SO_2 et de NO_x dans l'atmosphère. Le MLSS avait prévu, pour l'année météorologique de 1990, que a) les dépôts secs étaient grosso modo responsables de 75% des dépôts totaux de soufre en AB (soit un pourcentage beaucoup plus élevé que celui observé dans l'est du Canada), b) de tout le soufre entrant dans le bassin atmosphérique de l'AB, 90% de cet élément provenait de sources situées dans cette province et 10% provenait de la Colombie-Britannique (CB), 26% se trouvait dans les dépôts secs et humides, 3% était transporté vers le nord, dans les Territoires du Nord-Ouest (TNO), 70% était transporté vers l'est en Saskatchewan (SK) et 4% était transporté au sud, en direction des É.-U.
3. Deux matrices des sources de polluants et des milieux récepteurs (MSR) nord-américains des dépôts humides de SO_4^{2-} mesurés dans les années 1980 et 1985 ont été combinées dans le but de produire une matrice unique de façon à ce qu'elle puisse être intégrée dans le Modèle d'évaluation intégrée des dépôts acides (MEI). Le MEI groupe un ensemble de modèles qui comprend un module source-récepteur atmosphérique et un certain nombre de modules qui traitent des effets sur divers récepteurs, comme le module des effets sur la chimie aquatique et les modules des effets sur la sauvagine et les poissons. Le MEI a été employé dans quelques-unes des analyses rapportées dans le volume sur les effets aquatiques du rapport d'évaluation de 1997.
4. Dans le rapport d'évaluation de 1990, on avait présenté les résultats préliminaires issus d'un modèle régional polyvalent des dépôts acides, le Modèle des dépôts acides et de polluants oxydants (MDAO). On a présenté dans le rapport de 1997 des résultats d'évaluations plus détaillés et pour des étendues plus larges, grâce à l'utilisation d'une version améliorée du MDAO. D'après des études de cas de l'Étude d'évaluation sur le terrain du modèle eulérien (*Eulerian Model Evaluation Field Study* ou EMEFS) de 1988-1990, les exercices de comparaison des mesures rapportées par EMEFS de plusieurs espèces chimiques d'importance avec les prévisions du MDAO avaient permis de tirer les conclusions suivantes:
 - Le soufre: les prévisions MDAO sur le soufre total étaient assez précises; pas de biais dans les dépôts humides de SO_4^{2-} prévus, mais la variabilité était souvent grande; il y a eu beaucoup de variabilité dans les prévisions des concentrations de SO_2 et de SO_4^{2-} en altitude.
 - L'azote: la plupart du temps, MDAO sous-estimait les valeurs élevées de NO_3 ambiant mesurées; le NO_3 des précipitations était raisonnablement bien simulé, mais la variabilité était grande; le NO_2 ambiant en altitude se trouvait sous-estimé, mais les prévisions sur le NO_3 total de l'air étaient raisonnables, à l'exception des valeurs très élevées, qui étaient sous-estimées.
 - Les oxydants: la plage dynamique des concentrations d'ozone prévue par le modèle a été trop petite (c.-à-d. les maximums ont été sous-estimés et les minimums surestimés); le H_2O_2 a été sous-estimé en altitude durant les périodes oxydantes majeures.

¹Le Service de l'environnement atmosphérique (SEA) a été le nom jusqu'en 1999 du Service météorologique du Canada (SMC).

5. D'après les résultats des évaluations d'EMEFS, un comité externe international d'examen des pairs a conclu a) que le modèle MDAO pouvait être employé dans le cas d'évaluation des dépôts totaux de soufre et de nitrate moyens mensuels (ou sur un plus long intervalle) à l'échelle régionale, mais que b) dans sa forme (de l'époque), il n'était pas recommandé pour la mise au point de stratégies de contrôle des émissions d'ozone (ERP, 1994).
6. On a appliqué à MDAO une technique dite de « groupement des épisodes » pour permettre à ce modèle épisodique à court terme d'estimer les valeurs annuelles de plusieurs espèces chimiques pour une « année climatologique » plutôt que pour une année météorologique en particulier. Cette technique a permis de modéliser 33 périodes de trois jours avec MDAO, puis d'employer des facteurs de pondération dérivés empiriquement pour grouper toutes les valeurs des concentrations ou des dépôts de trois jours dans le but d'évaluer les dépôts humides annuels totaux et les concentrations ambiantes annuelles moyennes.
7. Les prévisions (ou estimations) des quantités des dépôts humides annuels groupés de SO_4^{2-} ainsi obtenues à partir des émissions produites en 1989 ont montré très peu de biais par rapport aux cinq ans (1986-1990) de dépôts humides moyens observés dans 45 parcelles du quadrillage. L'erreur absolue moyenne en pourcentage était de $23 \pm 21\%$ (c.-à-d. que la majorité des prévisions groupées du MDAO se situait à l'intérieur de 2 à 44% des valeurs mesurées). Dans le cas des dépôts humides de NO_3^- , les estimations tendaient en moyenne à sous-estimer les valeurs mesurées de -29%. La majorité des estimations des dépôts humides groupés de NO_3^- données par MDAO était située à l'intérieur de 10 à 60% des valeurs mesurées des dépôts humides annuels moyens de 1986-1990.
8. Après une décennie de mise au point et d'évaluation, le modèle MDAO a été appliqué pour la première fois au domaine des retombées acides qui affectent encore l'est du Canada. On s'en est servi pour scénariser des réductions d'émissions de SO_2 se terminant en 1994, en 1997 et en 2010 ainsi qu'en 1989, cette année étant considérée l'année de référence.
9. Malgré des différences considérables dans leur structure et dans leur formulation, les modèles MLSS et MDAO ont généré des prévisions semblables au plan qualitatif pour des réductions scénarisées similaires de contrôle des émissions se terminant en 1994, en 1997 et en 2010. La

valeur probante fournie par les résultats des deux modèles a permis d'accroître la confiance que nous avons dans leurs prévisions.

10. On a établi un scénario MDAO « après 2010 » que nous avons basé sur la réduction supplémentaire uniforme de 50% des émissions de SO_2 produites Amérique du Nord par rapport aux réductions actuellement prévues pour 2010. Même pour une réduction de cette envergure, le modèle MDAO a prévu qu'une bande de dépôts résiduels de SO_4^{2-} dépassant la charge critique sur environ 222 000 km^2 (environ quatre fois la superficie de la Nouvelle-Écosse (NÉ)) affecterait encore le centre de l'ON et du QC, mais qu'ils se situeraient sous la charge critique du territoire des Maritimes.

4.4 LA DESCRIPTION DES MODÈLES ET DE LA MÉTHODOLOGIE

Un certain nombre de modèles régionaux ont été employés au cours des années dans l'étude des retombées acides au Canada. Dans cette section, nous présentons les cinq modèles des dépôts acides qui ont été objet d'application ou d'étude au Canada depuis la publication du rapport d'évaluation de 1997, en nous attachant au modèle MDAO, le seul modèle eulérien polyvalent de ces cinq modèles. On y décrit les résultats des prévisions, les nouveaux développements associés et présentons le nouveau modèle régional des dépôts acides en cours d'élaboration. Suivent les recommandations en matière de travaux futurs et les conclusions.

4.4.1 Le modèle lagrangien du SEA sur le soufre (MLSS)

Le MLSS est un modèle sur le transport sur longue distance du SO_2 et du S SO_4^{2-} et des transformations qu'ils subissent. Dans le passé, on référait à ce modèle comme étant le modèle du SEA (AES-LRT) et le modèle du TADPA (LRTAP). On l'a employé au cours des 20 dernières années pour l'étude des dépôts acides de soufre affectant l'est de l'Amérique du Nord (par ex., Olson et al., 1982, 1983; Clark et al., 1989; Olson et Oikawa, 1989; CCRS, 1990). Le MLSS est un modèle d'une couche et demie qui traite la chimie du soufre et les processus de paramétrage des coefficients qui dépendent du mois ou de la saison de façon linéaire (par ex., la vitesse de dépôt, la hauteur saisonnière du mélange). Le quadrillage horizontal associé au modèle est de 52 par 58 points grilles, espacés chacun de 127 x 127 km sur une projection stéréographique polaire de l'hémisphère Nord. Les données sur le vent et sur les précipitations proviennent des analyses qui sont archivées

au Centre météorologique canadien. Les dépôts humides sont paramétrés comme étant le produit du taux de balayage par les quantités de précipitation tombées aux six heures. On a considéré quatre trajectoires par récepteur par jour, le pas de temps intégré étant de trois heures.

On a rapporté dans le rapport d'évaluation de 1997 les résultats du modèle MLSS 1) de trois scénarios de contrôle des émissions de SO₂ produites en Amérique du Nord qu'on avait prévues jusqu'en 1994, en 1997 et en 2010 à partir de l'année météorologique de 1985 et 2) de recherche des concentrations, des dépôts et du débit transfrontalier des émissions de SO₂ en AB de l'année météorologique de 1990. On a aussi utilisé comme base de module source-récepteur du modèle d'évaluation intégré (MEI) les matrices des sources de polluants et des milieux récepteurs des dépôts humides de SO₄²⁻ de 40 régions sources nord-américaines (voir la figure 4.27) et de 15 récepteurs du nord-est de l'Amérique du Nord (voir la figure 4.28a). Ces matrices ont été calculées pour les années météorologiques 1980 et 1985 (voir ci-dessous). Depuis ce temps, on utilise le modèle MLSS pour les études d'attribution des sources des espèces chimiques de soufre et pour le calcul de plus grandes matrices des sources et des milieux récepteurs de soufre (et dont on peut déterminer les contours). Ces usages sont plus amplement détaillés dans la section « Nouveaux développements » (voir la section 4.6.1).

4.4.2 Le modèle lagrangien du SEA sur l'azote (MLSN)

Le modèle MLSN est une extension du modèle MLSS qui a été employé pour calculer le bilan de l'azote de l'est du Canada ainsi que les matrices des sources et des milieux récepteurs de l'azote de 15 récepteurs de l'est de l'Amérique du Nord (Olson et al., 1990, 1992). On y a ajouté six espèces chimiques (trois espèces chimiques d'azote, une espèce de composé organique volatil (COV), le O₃ et le OH) et six réactions. Les espèces chimiques d'azote sont a) le NO₂, b) le NI (nitrate inorganique, c.-à-d. la somme du HNO₃ et du nitrate particulaire) et c) le PAN (anhydride de nitrate de peroxyacétyle) et l'espèce chimique des COV est l'ALD (la somme de tous les précurseurs aldéhydes du PAN).

La formation de PAN est considérée réversible dans le modèle, ce qui permet sa retransformation en NO₂. Ceci a pour conséquence de rendre la réaction chimique non linéaire puisque l'équilibre entre le NO₂ et le PAN dépendra des concentrations totales de ces deux composés en provenance de toutes les régions sources. D'autres propriétés du modèle MLSN lui permettent de a) considérer une seule espèce

unique groupée d'hydrocarbure, soit l'ALD (bien qu'elle représente la catégorie la plus importante de composés organique associés à la chimie de l'azote) et de poser les hypothèses que b) le radical peroxyacétyle PA est toujours en état d'équilibre, c) qu'il n'y a pas de couplage entre les espèces chimiques d'azote et de soufre, d) que le traitement des concentrations de O₃ et de OH est imposé (ces données sont spatialement uniformes et représentent les valeurs moyennes mensuelles selon des profils diurnes suivant le mois) et e) qu'il omet des espèces d'azote réduites (l'ammoniac et l'ammonium) (Bouchet et Moran, 2002). On s'efforce présentement de calculer de nouvelles MSR de l'azote à l'aide d'un modèle lagrangien sur l'azote, plus avancé que le MLSN (voir section 4.6.2).

4.4.3 Le modèle d'évaluation intégré (MEI)

Conçu pour ordinateur personnel, le Modèle d'évaluation intégré (MEI) des dépôts acides est un modèle destiné à représenter le système entier des dépôts acides, du transport des émissions dans l'atmosphère et des transformations qu'elles y subissent, jusqu'aux effets qu'ils produisent sur les milieux aquatique, forestier, agricole et sur la visibilité, la faune, les matériaux et la santé. Le MEI se trouve en fait à être constitué d'une série de sous-modèles concernant chacun des aspects du système, qui intègre les disciplines les unes aux autres à l'intérieur d'un cadre déterminé. Actuellement, ces sous-modèles renferment eux-mêmes un module atmosphérique de sources-récepteurs et un certain nombre de modules sur les effets produits, dont un sur la chimie aquatique et d'autres sur la sauvagine et les poissons (par ex., Lam et al., 1998). Le MEI permet d'évaluer simultanément les coûts de la lutte anti-émissions et les dépenses relatives à l'indemnisation de divers scénarios d'émissions.

Avec la version du modèle MEI qui a servi à la réalisation du rapport d'évaluation de 1997 (voir le volume 3: *The Effects on Canada's Lakes, Rivers and Wetlands*), on pouvait évaluer, sur certains sites récepteurs sélectionnés dans la partie est de l'Amérique du Nord, les impacts écologiques des changements dans les émissions de SO₂ survenus partout sur le continent (Jeffries et al., 1999, 2000). Il était en mesure d'établir des prévisions sur les mesures de réduction des émissions de SO₂ à prendre pour ramener les dépôts de SO₄²⁻ à des concentrations déterminées.

La relation source-récepteur développée dans l'atmosphère qu'on utilise dans le modèle MEI est basée sur deux matrices de sources et des milieux récepteurs des dépôts de sulfate

annuels calculées à partir du modèle MLSS pour les années météorologiques 1980 et 1985. Ces deux matrices ont été combinées pour produire une matrice unique des sources-récepteurs et optimisée pour que l'impact de la variabilité météorologique interannuelle soit minimisé (Lam et al., 1998). L'erreur de prévision associée aux sites récepteurs individuels se trouve minimisée par la combinaison de ces matrices. Pour ce faire, on a utilisé trois ensembles de données: 1) les émissions de 1980 et les données sur les dépôts humides de SO_4^{2-} moyens mesurés entre 1980 et 1983, 2) les émissions de 1990-1993 et les dépôts humides de SO_4^{2-} moyens mesurés entre 1990 et 1993 et 3) le changement décennal des émissions et des dépôts humides de SO_4^{2-} .

Le modèle MEI peut être employé pour l'évaluation de l'impact des changements des émissions régionales de SO_2 sur les dépôts humides de SO_4^{2-} d'un nombre limité de sites récepteurs. On peut ensuite étudier plus à fond les scénarios d'émissions sélectionnés à l'aide d'un modèle régional des dépôts acides plus détaillé tel que le modèle des dépôts acides et de polluants oxydants (MDAO). À la section 4.5.2.2.1, nous avons comparé les prévisions du modèle MEI avec celles du MDAO. Nous avons aussi préparé pour cette évaluation un ensemble de quatre nouveaux scénarios d'émissions de SO_2 et de NO_x modélisés par le modèle MEI. On les décrit à la section 4.5.2.2.2. Par ailleurs, on discute aux sections 4.6.1 et 4.6.2 des nouvelles MSR en développement du soufre et de l'azote, que l'on utilisera dans le modèle MEI.

4.4.4 Le modèle régional lagrangien pour les dépôts acides (RELAD)

Le modèle régional lagrangien conçu pour les dépôts acides (*Regional Lagrangian Acid Deposition model* ou RELAD) comprend trois couches, simulant les concentrations au sol et les dépôts secs et humides de six espèces chimiques de soufre et d'azote: SO_2 , H_2SO_4 , $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, NO_x (= NO_2 + NO), HNO_3 et NH_4NO_3 . Il est basé sur le modèle lagrangien des dépôts du soufre de l'U.S. EPA, dont l'acronyme est RELMAP (*Regional Lagrangian Model of Air Pollution*), auquel on a intégré un module de traitement simplifié de la chimie et du piégeage de l'azote provenant du modèle MESOPUFF-II (Eder et al., 1986; Scire et al., 1984).

Dans l'Ouest canadien, le modèle RELAD a été appliqué à la résolution d'un quadrillage de 1° de latitude par 1° de longitude. La couche supérieure du modèle est fixée à une hauteur saisonnière unique de mélange pour tout le domaine d'application du modèle. Les données météo quadrillées aux trois heures requises par RELAD proviennent de l'analyse

objective des données horaires des stations installées à l'air libre (vent, précipitations, température, stabilité verticale, conditions du ciel, humidité) et des données prises aux 12 heures dans les stations aérologiques (vent). Les émissions provenant de sources groupées sont traitées en bouffées distinctes libérées toutes les 12 heures et qui prennent de l'expansion horizontale durant leur transport. Les sources ponctuelles et zonales des émissions sont traitées différemment; durant les heures de la journée, on suppose dans le modèle qu'elles constituent un mélange que le modèle répartit uniformément dans les trois couches, mais durant la nuit, le modèle injecte les émissions des sources zonales dans sa première couche, tandis qu'il injecte les émissions des sources ponctuelles dans sa seconde couche puis les découple de la surface. La transformation du SO_2 en SO_4^{2-} dépend de l'ensoleillement, de la teneur en humidité et de la saison. Techniquement parlant, les variables NH_3 et O_3 constituent des entrées et non pas des sorties du modèle. Les dépôts secs sont traités en fonction de l'espèce chimique concernée, de l'utilisation des terres, de la stabilité verticale de l'atmosphère et de la saison. Le traitement des dépôts humides est basé sur le ratio de lavage qui dépend du taux de précipitations et du type de nuage, qu'on suppose uniques par saison.

On peut en savoir plus sur le modèle RELAD en consultant Cheng et al. (1995) et McDonald et al. (1996). Les applications de RELAD depuis la publication du rapport d'évaluation de 1997 sont présentées à la section 4.5.1.

4.4.5 Le modèle des dépôts acides et de polluants oxydants (MDAO)

4.4.5.1 Description du modèle

Le modèle eulérien tridimensionnel MDAO de transport chimique épisodique traite à l'échelle régionale du transport des masses d'air et de sa chimie. Ce modèle polyvalent a été conçu pour traiter tous les processus importants qui gouvernent le devenir des polluants acidifiants et oxydants dans l'atmosphère. On entend par processus importants les processus 1) des émissions elles-mêmes des polluants, 2) de leur transport et leur diffusion dans l'atmosphère, 3) de leur évolution chimique en phase gazeuse et aqueuse, 4) de leurs combinaisons dans les nuages, 5) de leur piégeage et 6) de leurs retombées sous forme de dépôts secs et humides.

On a employé la version de MDAO qui traite les dépôts acides d'après un quadrillage de 33 mailles par 33, espacées chacune de 127 km, et de 12 couches séparées d'une distance logarithmique jusqu'à une altitude de 10 km. Le territoire

d'application du modèle couvre l'est de l'Amérique du Nord (voir la figure 4.4). Le modèle considère les émissions horaires de 18 espèces chimiques provenant des sources zonales et d'environ 3 000 sources ponctuelles. Les variables d'entrées de MDAO comptent les données météo horaires quadrillées du vent, de la température, de la diffusivité verticale, de la hauteur de mélange, de la couverture nuageuse, du type de nuage et des précipitations stratiformes et cumuliformes (Venkatram et al., 1988; Scholtz et al., 1988).

Les mécanismes chimiques de la phase gazeuse, connus sous l'appellation générique de « mécanisme MDAO-II », comprennent 114 réactions qui impliquent 47 espèces chimiques, dont l'isoprène. Les mécanismes chimiques en phase aqueuse donnent lieu à 25 réactions qui se produisent entre 13 espèces chimiques. Le modèle comprend deux modules de nuages: un premier module sert à représenter les nuages et les précipitations convectifs à petite échelle (c.-à-d. à l'échelle de la sous-maille) et le second module sert à représenter les nuages et les précipitations stratiformes à grande échelle. Ces deux modules simulent les réactions chimiques de la phase aqueuse, au cours desquelles les polluants sont piégés à l'intérieur des nuages et mélangés verticalement. Le phénomène de balayage des particules sous les nuages et des gaz solubles induit par les précipitations y est aussi représenté. Les dépôts secs d'un certain nombre d'espèces chimiques gazeuses et particulaires de sulfate, de nitrate et d'ammonium y sont paramétrés à l'aide d'équations de résistance spécifiques aux espèces chimiques, équations qui tiennent compte des variations venant des différentes propriétés de surface qui caractérisent chaque usage du territoire ainsi que les variations journalières et saisonnières qui s'y trouvent associées (par ex., Stockwell et Lurmann, 1989; Fung et al., 1991; Karamchandani et Venkatram, 1992; Padro et al., 1993).

4.4.5.2 Le groupement des épisodes

L'approche du groupement des épisodes est appliquée pour établir des prévisions MDAO sur les concentrations et dépôts annuels, détaillées pour le court terme ou de façon épisodique, mais exigeantes au point de vue computationnel. Durant les années 1988 et 1990, nous avons appliqué le modèle MDAO à 33 événements de trois jours (ou épisodes) qui ont touché toutes les saisons. MDAO a calculé 33 moyennes des valeurs annuelles de chaque épisode au moyen de facteurs de pondération spécifiques pour le calcul de chaque maille.

Cette approche est semi-empirique (c.-à-d. qu'elle dépend en partie des données) parce que le facteur de pondération qui

permet de combiner les prévisions d'épisodes de MDAO est calculé à partir de données météo historiques et des données actuelles, ces dernières ayant été collectées dans les stations de météo et de qualité de l'air (Brook et al., 1995a, b; Environment Canada, 1997a). Dans le but de créer ces facteurs de pondération maillés à partir des mesures des stations dispersées, on a utilisé la technique d'interpolation horizontale appelée « krigeage » (se référer à Finkelstein, 1984; Federov, 1989; Schaugh et al., 1993). L'une des limites du krigeage est de ne pouvoir estimer la valeur d'un facteur que dans les limites de l'enveloppe convexe (surface définie par les lignes de chacune des paires de stations reliées entre elles, toutes les lignes intérieures ayant été ensuite supprimées), qui sont déterminées par la répartition géographique des stations, laquelle est donnée par la périphérie du réseau qu'elles forment. Donc, la couverture spatiale des valeurs annuelles groupées de MDAO est limitée par la couverture spatiale donnée par ces facteurs de pondération historiques, même si les valeurs « brutes » prévues par MDAO couvrent la totalité du domaine (voir figure 4.10). Notons que l'enveloppe convexe des espèces chimiques telles SO_2 , SO_4^{2-} , NO_x et t- NO_3 est plus petite que celle des espèces chimiques des précipitations parce que la couverture spatiale des réseaux de la chimie de l'atmosphère de l'est de l'Amérique du Nord est, et était, moins importante que celle des réseaux de la chimie des précipitations (comparer la figure 4.8 à la figure 4.10).

Tel qu'Environment Canada l'a mentionné (Environment Canada 1997a), on a déterminé les facteurs de pondération quadrillés – basés sur les données mesurées – de cinq espèces chimiques présentes dans les précipitations (les dépôts humides de SO_4^{2-} , de NO_3^- , de NH_4^+ , de H^+ et de H_2O), mais pour une seule espèce chimique de l'atmosphère (SO_4^{2-}). On s'est aussi servi des mêmes facteurs de pondération quadrillés des concentrations de SO_4^{2-} pour estimer les concentrations annuelles de trois espèces chimiques de l'atmosphère (SO_2 , NO_x et t- NO_3), pour ensuite les grouper. Cette façon de faire a rajouté de la variabilité, mais elle devenait nécessaire étant donné la méconnaissance des valeurs du quadrillage des facteurs de pondération spécifiques du SO_2 , des NO_x et du t- NO_3 .

4.4.5.3 L'évaluation de la performance du modèle MDAO

La performance du modèle MDAO a été évaluée à partir des observations des précipitations et de l'atmosphère autant au sol qu'en haute atmosphère observations portant sur un certain nombre d'espèces chimiques et ce, à différentes échelles de temps et d'espace (Fung et al., 1992; Macdonald et

al., 1993; Li et al., 1994; Hoff et al., 1995; Sirois et al., 1995; Banic et al., 1996; Moran, 1998). La performance globale de ce modèle, ainsi que celle du modèle intégré des dépôts acides RADM employé par l'U.S. EPA, a été évaluée par un comité externe international d'examen (ERP, 1994; U.S. EPA, 1995). Ce comité a approuvé la manière dont les modèles MDAO et RADM traitaient l'apport de soufre et d'azote dans l'atmosphère et leurs retombées à l'échelle temporelle saisonnière et annuelle et spatiale régionale.

4.4.5.4 La calibration des dépôts humides et des concentrations ambiantes

Il a fallu ajuster deux variables estimées par le modèle MDAO – les dépôts humides de SO_4^{2-} et de NO_3^- annuels – de manière à réduire au minimum l'impact des fluctuations statistiques attribuables à l'échantillon relativement petit d'épisodes (33). Cet ajustement était nécessaire pour qu'on puisse représenter la gamme complète des conditions météo qui contribuent au transport et à la climatologie chimique à long terme de l'est de l'Amérique du Nord. On a multiplié la variable « dépôt humide de SO_4^{2-} annuel » de MDAO – estimée par le groupement des épisodes de chaque année scénarisée – par le rapport de la valeur dudit dépôt observé pour la période de 1986 à 1990 sur la valeur du scénario de référence de 1989 aussi estimée par MDAO (scénario BASE89; voir la section 4.5.2.1.1). On a procédé de la même façon à l'aide des observations 1986-1990 des dépôts humides annuels pour ajuster les valeurs des dépôts humides de NO_3^- annuels. Cependant, on n'a pu calibrer les valeurs des concentrations ambiantes annuelles de SO_2 , de SO_4^{2-} , de NO_x et de t- NO_3 en raison du nombre insuffisant d'observations sur ces espèces chimiques pour la période 1986-1990 (cf. section 4.4.5.2).

Cette procédure d'ajustement équivaut à multiplier la valeur de la variable observée par le rapport entre la valeur prévue de la variable d'un scénario donné d'une année future et la valeur prévue par le scénario de référence. Cet ajustement permet de pouvoir améliorer les capacités de prévision du modèle grâce aux observations disponibles. De plus, cette procédure met l'accent sur les capacités de prévision des changements relatifs du MDAO de différents scénarios, par opposition aux changements absolus. On a employé cette même procédure d'ajustement pour établir des prévisions avec le modèle MLSS, qui ont été rapportées dans le rapport d'évaluation de 1997. Notons que les recommandations de l'U.S. EPA relatives à la modélisation de l'ozone et des MP préconisent l'utilisation de cette même procédure (*relative reduction factor fields approach*), laquelle utilise le rapport donné entre les valeurs prévues d'un scénario par le modèle et les valeurs d'un scénario de référence (par ex., U.S. EPA, 1999, 2001b).

4.4.5.5 Le calcul du dépassement de la charge critique

Pour l'évaluation de 1990, la charge critique des écosystèmes aquatiques de l'est du Canada en matière de dépôts humides de sulfate a été la principale mesure environnementale employée pour estimer la durabilité de l'environnement soumis à l'influence de retombées prévues par le modèle MDAO (CCRS, 1990). Cette charge critique est présentée à la figure 4.1 sur un quadrillage de 42,3 x 42,3 km d'espacement (cf. figure 3.1 dans Environment Canada 1997a). (Notons que les charges critiques des écosystèmes aquatiques mises à jour et de nouvelles charges critiques des écosystèmes forestiers du Canada sont présentées dans les autres chapitres de ce rapport, mais elles n'ont malheureusement pas été achevées à temps pour être commentées ici).

Pour déterminer les superficies d'écosystèmes où les charges critiques de dépôts humides de SO_4^{2-} ont été dépassées, c.-à-d. que les dépôts étaient en plus grande quantité que la charge critique de l'écosystème évalué, on a fait correspondre – par interpolation horizontale bilinéaire – le quadrillage de la charge critique de 42,3 x 42,3 km au quadrillage 127 x 127 km des dépôts humides de SO_4^{2-} annuels moyens (exprimés en kg SO_4^{2-} /ha/a) d'un scénario d'émissions donné. La valeur de la charge critique a ensuite été soustraite de la valeur du dépôt humide de SO_4^{2-} obtenue selon le scénario d'émissions étudié. Les résultats positifs correspondent ainsi aux superficies d'écosystèmes où l'on prévoit que les dépôts humides de SO_4^{2-} demeureront plus élevés que la charge critique.

L'impact des dépôts acides dépend des dépôts totaux, c.-à-d. des secs et des humides. Mais tel qu'il a été discuté au chapitre 3, les dépôts secs sont beaucoup plus difficiles à quantifier que les dépôts humides. Lorsqu'on a commencé à appliquer la notion de charge critique des dépôts de SO_4^{2-} il y a une décennie, on tenait compte des dépôts secs, mais d'une manière grossière; on divisait alors la charge critique de dépôts totaux de SO_4^{2-} par la valeur 1,15, sur la base de la prémisse que les dépôts secs de SO_4^{2-} équivalaient à 15% des dépôts humides (par ex., Jeffries et al., 2000). On a donc supposé que l'on pouvait substituer les dépôts humides de SO_4^{2-} aux dépôts totaux de SO_4^{2-} . Soulignons aussi que l'on a sacrifié 5% de la superficie totale des lacs dans le calcul des charges critiques des écosystèmes aquatiques; cela implique que la charge critique calculée représente les dépôts totaux de SO_4^{2-} qui peuvent être maintenus ou tolérés par 95% de la superficie des lacs plutôt que par 100%.

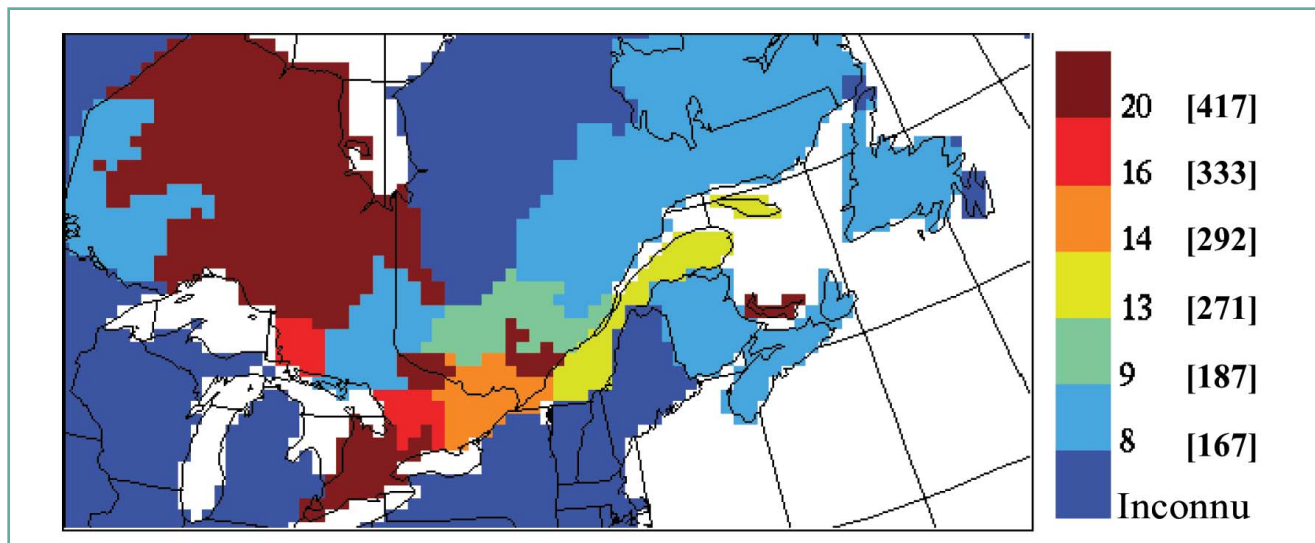


Figure 4.1. Charges critiques de dépôts humides de SO_4^{2-} des lacs dans l'est du Canada pour un sacrifice de 5% de superficie des lacs (les unités sont exprimées en $\text{kg SO}_4^{2-}/\text{ha}/\text{a}$ [et $\text{éq}/\text{ha}/\text{a}$] selon Environment Canada [1997]).

4.4.5.6 Les récents développements

Le modèle MDAO a été appliqué à d'autres paramètres de la qualité de l'air que les dépôts acides. Venkatram et al. (1994) l'ont transformé en un modèle photochimique de dépistage des émissions NO_x/COV en vue de l'élaboration de stratégies de contrôle en y introduisant un module portant sur un mécanisme simple de chimie en phase gazeuse. Gong et al. (1999) ont pour leur part rattaché MDAO à un modèle de météorologie à haute résolution de moyenne échelle pour étudier le phénomène de formation de l'ozone et de son transport. Venkatram et al. (1997) se sont servis du modèle MDAO comme point de départ à l'élaboration d'un modèle de visibilité d'échelle régionale. Chacun de leur côté, Pai et al. (1997, 1999) et Petersen et al. (1998, 2001) ont travaillé sur des versions de MDAO capables d'intégrer le mercure. D'autres scientifiques ont appliqué le ou les algorithmes de processus de paramétrage sélectionnés du MDAO à d'autres modèles de la qualité de l'air (par. ex., Environnement Canada, 1997b; Pudykiewicz et al., 1997; Moran et al., 1998; Kaminski et al., 2002).

4.5 L'APPLICATION DES MODÈLES RÉGIONAUX DES DÉPÔTS ACIDES

4.5.1 L'Ouest canadien

Jusqu'à tout récemment, la question des dépôts acides dans l'Ouest canadien n'avait pas retenu l'attention comparativement aux secteurs plus industrialisés de l'est de l'Amérique du Nord, même si les émissions de gaz acidifiants

ont augmenté en AB comme nulle part ailleurs sur le continent nord-américain au cours de la dernière décennie. En 1990, l'AB a émis 485 Kt de SO_2 et 542 Kt de NO_x , ce qui faisait de cette province le deuxième plus grand émetteur de ces polluants au Canada après l'ON. En 1999, ces émissions comptaient 596 Kt de SO_2 et 629 Kt de NO_x , faisant désormais de l'AB le plus grand émetteur d'émissions de SO_2 et de NO_x au Canada (Environnement Canada, 2004a). Les sources majeures de SO_2 sont groupées dans la région de Fort McMurray au nord-est de l'AB; le centre de l'AB renferme aussi de nombreuses sources, quoique plus petites de SO_2 mais qui, ensemble, s'additionnent pour produire un impact important sur les teneurs de polluants que le vent souffle de cette région (chapitre 2, figure 2.1). La distribution géographique des émissions de NO_x en AB est approximativement semblable à celles de SO_2 , les sources d'émissions les plus importantes étant localisées dans le corridor Calgary-Edmonton (voir figure 2.1; Foster et al., 2001; Environnement Canada, 2004a).

Tel qu'on l'a mentionné à la section 4.4.1, on a utilisé le modèle MLSS pour inférer le bilan du soufre atmosphérique produit en AB (McDonald et al., 1996). Le modèle a estimé que pour l'année météorologique de 1985 a) les dépôts secs avaient été la cause d'approximativement 75% des dépôts totaux de soufre en AB (soit un pourcentage considérablement plus élevé que dans l'est du Canada) et b) du soufre qui s'était introduit dans le bassin atmosphérique de l'AB – provenant de sources albertaines (90%) et de sources de la CB (10%) – 26% s'était trouvé dans les dépôts

secs et humides, 3% avait été transporté vers le nord dans les TNO, près de 70% avait été transporté vers l'est en SK et 4% vers le sud, en direction des É.-U. McDonald et al. (1996) ont aussi présenté un bilan pour l'AB du soufre atmosphérique en provenance de l'Ouest canadien qu'ils ont dressé à partir d'un deuxième modèle lagrangien sur les dépôts acides, le modèle RELAD (voir la section 4.4.4). Les bilans estimés par les deux modèles pour des années météorologiques distinctes étaient passablement semblables. Le modèle RELAD a estimé que pour l'année météorologique de 1990 a) les dépôts secs avaient été la cause d'approximativement 50% des dépôts totaux de soufre en AB (ce qui est beaucoup moins que la valeur prévue par le modèle MLSS) et b) du soufre qui s'était introduit dans le bassin atmosphérique de l'AB – provenant de sources albertaines (89%) et de sources de la CB (11%) – 18% de celui-ci s'était trouvé dans les dépôts secs et humides, 5% avait été transporté vers le nord dans les TNO, près de 70% avait été transporté vers l'est en SK et 5% vers le sud, en direction des É.-U.

Cheng et Angle (1996) ont fait paraître un article qui traitait de l'impact de la variabilité interannuelle de la météorologie sur les bilans estimés du soufre et de l'azote de l'AB. Ils ont employé le coefficient de variation (CV) – défini comme étant l'écart type divisé par la moyenne – pour évaluer cette variabilité. D'après dix ans de résultats données par RELAD (période 1981-1990), les concentrations annuelles des principales espèces chimiques SO_2 et NO_x auraient varié entre elles de 3 à 21% et de 2 à 23% et la variabilité était au moins du double dans le cas des espèces chimiques secondaires (H_2SO_4 , $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, HNO_3 et NH_4NO_3). La variabilité interannuelle correspondante des dépôts secs de SO_2 et de NO_x était plus importante que celle des concentrations annuelles, passant respectivement de 6 à 23% et de 8 à 30%, ainsi que pour les dépôts humides annuels de SO_2 et de NO_x , passant respectivement de 13 à 67% et de 9 à 50%. La variabilité interannuelle des dépôts secs et humides des quatre espèces chimiques secondaires tendait aussi à être plus étendue que celle de leurs précurseurs.

Le bilan du soufre atmosphérique moyen calculé par RELAD établi pour la période 1981-1990 était semblable au bilan annuel de l'année météorologique de 1990: a) les dépôts secs avaient été la cause d'un peu plus de 50% des dépôts totaux de soufre en AB et b) du soufre qui s'était introduit dans le bassin atmosphérique de l'AB – provenant de sources albertaines (90%) et de sources de la CB (10%) – 9% (CV = 11%) de celui-ci s'était trouvé dans les dépôts secs et 9% (CV = 18%) dans les dépôts humides, 6% (CV = 17%) avait été transporté vers le nord dans les TNO, 65% (CV = 6%) avait été

transporté vers l'est en SK et 8% (CV = 28%) vers le sud, en direction des É.-U.

En dépit des différences considérables trouvées entre la chimie de l'azote, du soufre et de leur piégeage respectif, le bilan moyen de l'azote atmosphérique établi sur dix ans par RELAD en AB s'est montré très semblable au bilan du soufre: a) les dépôts secs ont été la cause d'un peu plus de 45% des dépôts totaux d'azote en AB et b) de l'azote entré dans le bassin atmosphérique de l'AB – provenant de sources albertaines (82%) et de sources de la CB (18%) – 8% (CV = 13%) de celui-ci s'est trouvé dans les dépôts secs et 10% (CV = 16%) dans les dépôts humides, 8% (CV = 19%) a été transporté vers le nord dans les TNO, 65% (CV = 9%) a été transporté vers l'est en SK et 4% (CV = 33%), vers le sud, en direction des É.-U.

Le modèle RELAD sert maintenant d'outil de gestion au Cadre de gestion des dépôts acides de l'AB, qui a été échafaudé par le groupe de la *Clean Air Strategic Alliance* (CASA) de l'AB, un groupe consultatif multilatéral qui a été coordonné par l'*Alberta Environment* dans le cadre de la loi de l'*Environmental Protection and Enhancement Act* de 1995 de l'AB (Foster et al., 2001). Dans ce cadre, on étudie la sensibilité du récepteur en considérant a) les charges critiques, b) les charges cibles et c) les charges de surveillance. Des cartes des charges critiques de dépôts acides des sols et des milieux aquatiques ont été produites à l'échelle de 1° de latitude par 1° de longitude pour la province entière. D'après les mesures de la chimie des précipitations et des résultats de modélisation de RELAD, aucune portion du territoire de l'AB ne semble actuellement dépasser les valeurs de charges critiques. À des fins de gestion des dépôts acides, on a établi des « charges cibles » équivalant à 90% des charges critiques afin qu'elles fournissent un pourcentage de protection additionnel étant donné les incertitudes associées aux mesures et aux résultats de la modélisation avec RELAD ainsi qu'avec d'autres modèles des dépôts acides (notons la différence avec l'est du Canada, où l'on avait déterminé des charges cibles durant les années 1980 en quantité plus élevée que les charges critiques, ce qui constituait un objectif intermédiaire à ce moment, puisque les dépôts acides étaient plus élevés que ces dernières). Ainsi, la gestion du développement et des émissions doit assurer que l'AB demeure partout sous ces charges cibles. Un autre pourcentage de protection est donné par l'établissement de « charges de surveillance », qui ont été déterminées à 70% des charges critiques. Dans le cas où les prévisions de RELAD ou celles d'autres modèles des dépôts acides indiqueraient que les quantités actuelles ou futures des dépôts pourraient dépasser les charges de

surveillance sur quelque territoire, on a prévu y mener des activités de surveillance et de recherche. RELAD a détecté une telle parcelle à la frontière délimitant l'AB de la SK pour les émissions canadiennes de 1990, et des études relatives à la collecte de données ont été entreprises dans cette région. On prévoit que les résultats seront rapportés dans l'évaluation panprovinciale 2004 des dépôts acides actuellement en cours de réalisation (Foster et al., 2001).

L'une des activités de modélisation de l'évaluation 2004 des dépôts acides a consisté à déterminer l'année météorologique la plus représentative de la situation albertaine pour que ce soit elle qui soit évaluée et considérée dans la gestion à venir des dépôts acides. Les concentrations annuelles moyennes et les dépôts annuels des espèces chimiques du soufre et de l'azote ont été calculés par RELAD pour la période 1971-2000 qui compte 30 ans de données météorologiques et un an d'émissions (1995). Les figures 4.2 et 4.3 montrent les prévisions de RELAD sur les concentrations et les dépôts annuels moyens de 30 ans d'émissions de S et de N. Dans la figure 4.2a, les trois prévisions de concentrations de S les plus élevées correspondent à la région de Fort McMurray en AB et à Flin Flon et Thompson au Manitoba, là où sont localisées les grandes fonderies de métaux non ferreux, tandis que les deux concentrations de N les plus élevées dans la figure 4.3a correspondent aux parcelles à l'intérieur desquelles les villes de Calgary et d'Edmonton sont situées. Sur les 30 passages du modèle RELAD, correspondant respectivement aux 30 années de la période 1971-2000, il est apparu que 1980 a été l'année qui avait généré pour l'AB et la SK les valeurs les plus proches des valeurs moyennes des 30 années telles que le montrent les figures 4.2 et 4.3. Par ailleurs, on a appliqué un autre modèle de prévision de dépôts acides, CALPUFF, à des fins d'évaluation environnementale dans la région de Fort McMurray et des sables bitumineux en AB (RWDI West Inc., 2003).

4.5.2 L'est du Canada

4.5.2.1 Les nouveaux scénarios et pseudo-scénarios MDAO de contrôle des émissions

On a rapporté dans le rapport d'évaluation de 1997 les prévisions de cinq scénarios de contrôle des émissions de SO_2 venant du modèle eulérien intégré des dépôts acides MDAO. Au cours des sept dernières années, on a simulé, à l'aide du modèle MDAO, 15 autres scénarios de contrôle des émissions de SO_2 et trois scénarios de contrôle des émissions de NO_x dans le but d'aider à l'élaboration de divers projets de politiques. La liste de ces scénarios est présentée aux tableaux 4.1 (scénarios pour le SO_2) et 4.2 (scénarios pour le NO_x) en ordre approximativement chronologique.

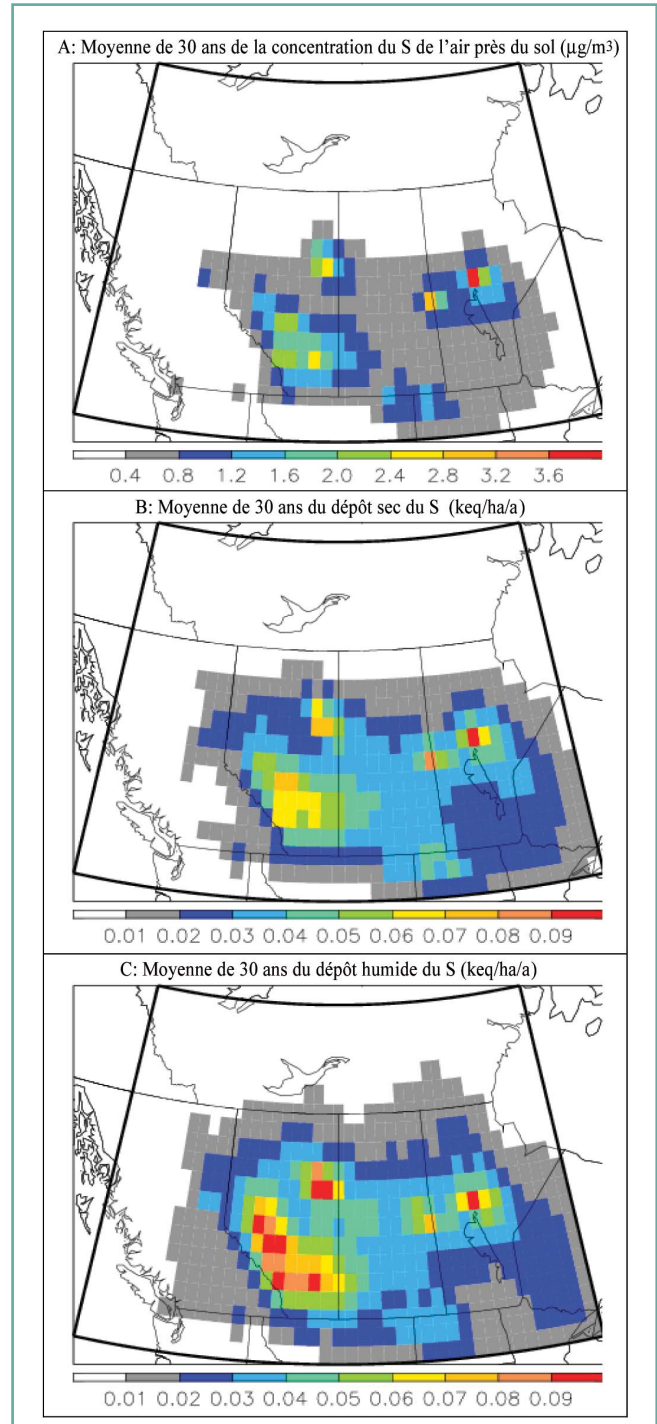


Figure 4.2. Moyennes annuelles 1971-2000 prévues par RELAD selon les émissions canadiennes de 1995 a) des concentrations de soufre de l'air près du sol ($\mu\text{g S}/\text{m}^3$), b) des dépôts secs de soufre ($\text{keq}/\text{ha}/\text{a}$) et c) des dépôts humides de soufre ($\text{keq}/\text{ha}/\text{a}$). Le domaine d'application de RELAD est indiqué par la ligne de contour noire grasse. Chaque maille de la grille est de 1° de latitude par 1° de longitude. La multiplication de l'échelle des contours des graphiques (b) et (c) par la valeur de 48 permet de convertir les unités de kiloéquivalent en kg de SO_4^{2-} , les valeurs des intervalles de contour prenant alors les valeurs de 0,0, 0,48, 0,96, 1,44, 1,92, 2,40, 2,88, 3,36, 3,84, 4,32.

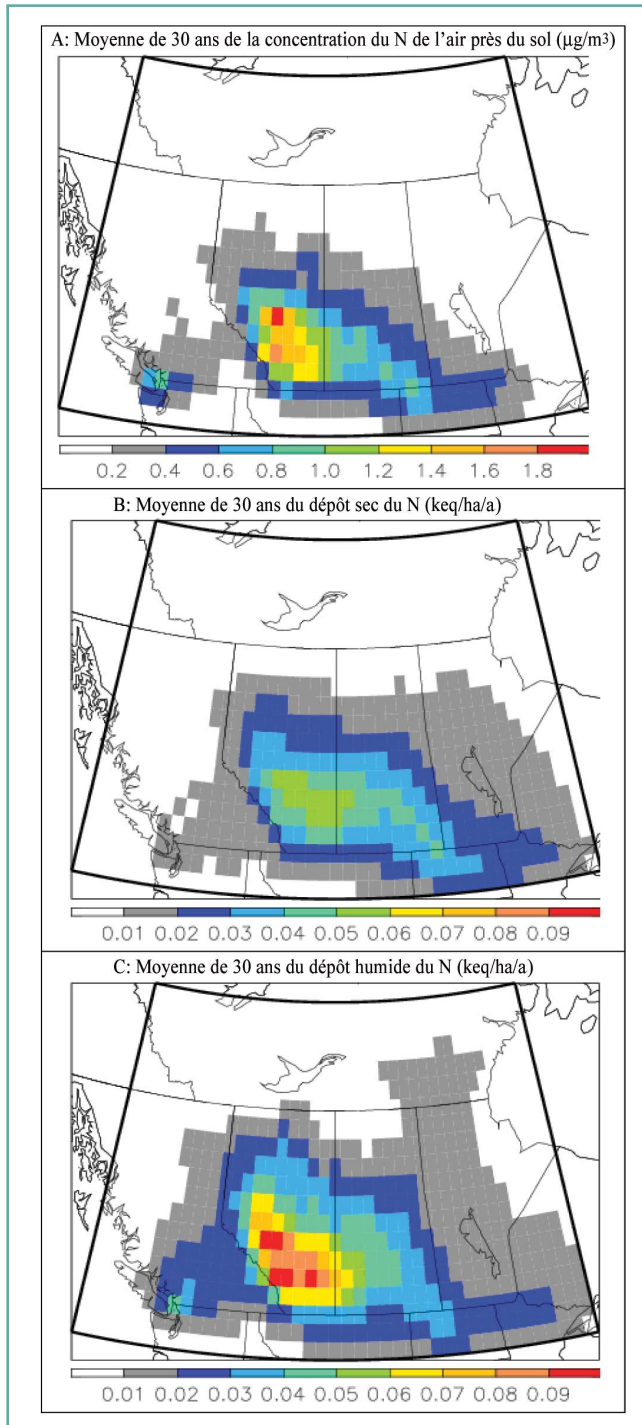


Figure 4.3. Idem figure 4.2, sauf qu'on y présente a) les concentrations ambiantes d'azote en surface (exprimées $\text{mg N}/\text{m}^3$), b) les dépôts secs d'azote ($\text{kéq}/\text{ha}/\text{a}$) et c) les dépôts humides d'azote ($\text{kéq}/\text{ha}/\text{a}$). La multiplication de l'échelle des contours des graphiques (b) et (c) par la valeur de 62 permet de convertir les unités de kiloéquivalent en kg de NO_3^- , les valeurs des intervalles de contour prenant alors les valeurs de 0,0, 0,62, 1,24, 1,86, 2,48, 3,10, 3,72, 4,34, 4,96 et 5,58.

À la suite de l'évaluation de 1997, on a établi dans un premier temps quatre nouveaux scénarios MDAO de contrôle des émissions de SO_2 (25FCAP, T5CUS2, 5CONLY et 75FCAP) et un premier scénario MDAO de contrôle des émissions de NO_x (NOXSCEM). Le but de ces nouveaux scénarios a été d'aider à l'élaboration de la nouvelle Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000 (ci-après appelée « la Stratégie ») et à la mise à jour du Programme de lutte contre les pluies acides de 1985 (GTEA, 1997; Ministres fédéraux, provinciaux et territoriaux de l'Énergie et de l'Environnement, 1998). Dans un deuxième temps, on a simulé huit autres scénarios MDAO de contrôle des émissions de SO_2 (PST2010A à PST2010F à PST2010b) dans le but d'aider à la mise en œuvre de la Stratégie dans quatre provinces de l'Est (ARM Consultants, 2000, 2002b; Environnement Canada, 2002a). Dans un troisième temps, on a simulé un scénario MDAO de contrôle des émissions de SO_2 (HLFO) pour y étudier l'impact dans l'est du Canada des propositions de réductions du soufre contenu dans le mazout léger et lourd actuellement employé au Canada (ARM Consultants, 2002a; Environnement Canada, 2003c). Dans un quatrième temps, on a simulé deux scénarios MDAO de contrôle des émissions de SO_2 - NO_x (NOX2B et NOX3P). Le premier avait pour but de déterminer les avantages qu'il y aurait à instaurer d'autres mesures législatives de contrôle des émissions de SO_2 et de NO_x résultant de la gestion d'autres problèmes de pollution atmosphérique, et le second avait pour but d'évaluer les avantages à tirer de l'ajout de mesures additionnelles de contrôle concernant les dépôts acides (WxPrime Corp., 2004).

Dans la description suivante des scénarios de réductions de SO_2 et de NO_x , on réfère à certains scénarios MDAO listés aux tableaux 4.1 et 4.2 comme étant soit des scénarios de « réduction », soit des scénarios « réalistes ». On emploiera le terme de réduction pour désigner les scénarios simples (dans lesquels les émissions de toutes les sources d'une région géographique particulière ou même du domaine d'application complet sont réduites d'un même pourcentage, voir de Nevers et Morris, 1975). Les scénarios plus complexes seront qualifiés de réalistes. Les réductions d'émissions y sont ciblées par type de sources (centrales thermiques alimentées au charbon, camions diesels lourds, etc.) et par juridiction. Les scénarios dits de réduction sont avant tout utilisés en tant qu'outil d'exploration pour déterminer les impacts généraux que créerait la réduction d'émissions de manière générale et, en ce sens, peuvent être considérés comme des simulations de degré de sensibilité des dépôts aux émissions. On tente de connaître par ces scénarios comment l'atmosphère réagirait à des changements hypothétiques dans le cours des émissions, sans

Tableau 4.1. Émissions totales de SO₂ produites à l'intérieur du domaine du MDAO selon le scénario de référence de 1989 et selon 19 scénarios de contrôle des émissions. Les six scénarios de contrôle clés sont surlignés en jaune.

Scénario	Année nominale	Émissions de SO ₂ (Ktonnes/a)			Fraction de BASE89	Stratégie de mise en œuvre	Commentaire
		Canada	É.-U.	Total			
BASE89	1989	2 688	17 511	20 199	1,00	Actuelle	Scénario de référence, moyenne effective 1988-90
CCONLY	1994	1 939	17 862	19 801	0,98	Sectorielle	Contrôles canadiens (CC) + surrogation, nouvelles sources des É.-U.
CCUSA1	1997	1 939	14 865	16 804	0,83	Sectorielle	Coupes de la Phase 1 du Titre IV des CAAA de 1990 des É.-U., Canada pareil à 1994
CCUSA2	2010	1 939	12 446	14 385	0,71	Sectorielle	Coupes de la Phase 2 du Titre IV des CAAA de 1990 des É.-U., Canada pareil à 1994
5CONLY	2030	1 320	12 446	13 766	0,68	Réduction régionale	Réduction de 50% dans la ZGOS au Canada par rapport aux plafonds du PLCPA de 1985, É.-U. pareil à 2010
25FCAP	2030	1 738	9 335	11 072	0,55	Réduction uniforme	Réductions de 25% au Canada par rapport aux plafonds du PLCPA de 1985 et de 25% aux É.-U. par rapport à 2010
T5CUS2	2030	1 277	8 794	10 071	0,50	Réduction régionale	Pareil au scénario 5CCUS2, sauf la Saskatchewan, le Manitoba, Terre-Neuve et le SE, le SO et l'O des É.-U. qui demeurent aux taux de 2010
5CCUS2	2030	969	6 223	7 192	0,36	Réduction uniforme	Coupe de 50% par rapport au scénario CCUSA2
75FCAP	2030	579	3 112	3 691	0,18	Réduction uniforme	Réduction de 75% au Canada par rapport aux plafonds et de 75% aux É.-U. par rapport à 2010
PST2010A	2030	1 636	5 578	7 214	0,36	Réduction régionale	Réductions de 50% en ON, 45% au QC, 25% au NB + NÉ par rapport aux plafonds et de 55% aux É.-U. par rapport à 2010
PST2010B	2030	1 636	4 967	6 603	0,33	Réduction régionale	Réductions de 50% en ON, 45% au QC, 25% au NB + NÉ par rapport aux plafonds et de 60% aux É.-U. par rapport à 2010
PST2010C	2030	1 610	6 204	7 814	0,39	Réduction sectorielle ou régionale	Réductions de 50% en ON, mais ciblées sur les sources majeures, 50% au QC, mais ciblées sur Noranda inc. à Rouyn-Noranda, 25% au NB + NÉ par rapport aux plafonds et 50% aux É.-U. par rapport à 2010
PST2010D	2030	1 601	8 116	9 717	0,48	Réduction sectorielle ou régionale	Pareil au scénario PST2010C, à l'exception de réductions de 30% au NB avec redistribution à l'intérieur de NB Power, 25% en NÉ avec redistribution à l'intérieur de NS Power et 60% dans 20 états du NE des É.-U. mais demeurent aux taux de 2010
PST2010E	2030	1 601	4 984	6 585	0,33	Réduction sectorielle ou régionale	Pareil au scénario PST2010D, à l'exception d'une réduction de 60% dans tous les états des É.-U. par rapport à 2010
PST2010F	2030	1 520	6 204	7 724	0,38	Réduction sectorielle ou régionale	Pareil au scénario PST2010C, à l'exception des réductions en ON qui sont plus faibles dans la région de Sudbury et plus importantes dans le sud de l'ON; sauf que celles au NB et en NÉ sont de 50% et redistribuées et que celles aux É.-U. sont de 50% par rapport à 2010
PST2010a	2030	1 690	5 578	7 268	0,36	Réduction régionale	Réductions de 50% en ON, 34% au QC, 25% au NB + NÉ par rapport aux plafonds et de 55% aux É.-U. par rapport à 2010
PST2010b	2030	1 690	4 967	6 657	0,33	Réduction régionale	Réductions de 50% en ON, 34% au QC, 25% au NB + NÉ par rapport aux plafonds et de 60% aux É.-U. par rapport à 2010
HLFO	2010	1 759	12 446	14 205	0,70	Sectorielle	Réduction de la teneur en soufre du mazout lourd et léger au Canada
NOX2B	2020	1 427	12 426	13 400	0,66	Sectorielle	Inclus tous les programmes de contrôle imposés par la loi jusqu'en 2003
NOX3P	2020	1 219	8 252	9 067	0,45	Sectorielle	Scénario NOX2B + Stratégie canadienne après l'an 2000 + programme <i>Clear Skies</i> des É.-U.

Tableau 4.2. Émissions totales de NO_x produites à l'intérieur du domaine du MDAO selon le scénario de référence de 2010 et selon trois scénarios de contrôle des émissions.

Scénario	Année nominale	Émissions de SO ₂ (Ktonnes/a)			Fraction de BASE89	Stratégie de mise en œuvre	Commentaire
		Canada	É.-U.	Total			
CCUSA2	2010	1 109	13 252	14 361	1,00	Actuelle	Scénario de référence, moyenne effective 1988-90
NOXSCEN	2030	866	10 464	11 330	0,79	Réduction Sectorielle ou régionale	Réductions de toutes sources de 45% au sud de l'ON et de 30% dans la région de Montréal; réductions de 60% des sources ponctuelles majeures des É.-U. et de 30% des sources mobiles dans 20 états du NE des É.-U.
NOX2B	2020	1 035	9 788	10 823	0,75	Sectorielle	Inclus tous les programmes de contrôle imposés par la loi jusqu'en 2003
NOX3P	2020	983	7 908	8 891	0,62	Sectorielle	Scénario NOX2B + Stratégie canadienne après l'an 2000 + programme Clear Skies des É.-U.

présager comment ces changements pourraient se produire en pratique. Les scénarios réalistes, par contre, sont souvent en fait des scénarios de corroboration. On s'en sert pour tester si les objectifs de mesures proposées sur le contrôle des émissions seront atteints; ils fournissent sans contredit plus d'indications sur la façon dont on peut appliquer en pratique les réductions d'émissions.

4.5.2.1.1 La description de quelques scénarios de contrôle des émissions de SO₂

On présente ici 16 des 20 scénarios d'évolution du SO₂, présentés au tableau 4.1. La description des six scénarios clés – BASE89, CCUSA2, 75FCAP, PST2010F, NOX2B et NOX3P – se détaille comme suit:

- ⇒ Le scénario BASE89 est représentatif de la situation qui existait entre 1988 et 1990, avant que n'ait été mise en œuvre la « première génération » de programmes de lutte contre les pluies acides du Canada et des É.-U. qui avaient été réglementés entre 1985 et 1990. C'est donc à ce scénario auquel on réfère concernant l'évaluation de l'impact des programmes canadiens et américains de mesures de contrôle des émissions, autant ceux mis en œuvre que ceux proposés. Les résultats de ce scénario ont été rapportés dans le rapport d'évaluation de 1997.
- ⇒ Le scénario CCUSA2 simule les quantités d'émissions de SO₂ prévues en 2010, après que la « première génération » des programmes de lutte contre les pluies acides du Canada et des É.-U. aura été appliquée intégralement. Ce scénario se pose en référence utile dans l'évaluation de la « deuxième génération » de programmes de mesures de contrôle des émissions de SO₂. Les résultats de ce scénario ont aussi été rapportés dans le rapport d'évaluation de 1997.
- ⇒ Le scénario 75FCAP constitue un scénario de réduction uniforme. De tous les scénarios MDAO, c'est celui où

l'on envisage les émissions de SO₂ les plus faibles. On y prévoit qu'après l'ajustement à la hausse des émissions canadiennes de SO₂ pour l'atteinte de la limite (ou plafond) accordée par la loi, les émissions du scénario CCUSA2 envisagées jusqu'en 2010 seront réduites d'un 75% supplémentaire. Ces deux scénarios représentent les deux extrêmes de tous les scénarios MDAO de contrôle des émissions de SO₂ envisagés depuis l'évaluation de 1997.

- ⇒ Le scénario PST2010F est tiré du scénario CCUSA2 pour que l'on étende sa portée aux réductions que les provinces de l'ON, du QC, du NB et de la N-É ont annoncées à la suite du lancement de la Stratégie, en plus de la réduction supplémentaire de 50% (par rapport au scénario CCUSA2) des émissions américaines de SO₂.
- ⇒ Le scénario NOX2B est la version réaliste du scénario CCUSA2 – et plus à jour – parce qu'on y considère les changements des émissions de SO₂ (et de NO_x) selon la population et la croissance économique envisagées et selon les programmes législatifs de contrôle, comme le contrôle des sources mobiles en provenance des réseaux routier et hors route, contrôle qui a été instauré pour gérer la pollution atmosphérique autre que celle des dépôts acides. L'année nominale prévue pour ce scénario est l'an 2020.
- ⇒ Le scénario NOX3P tire ses éléments du scénario NOX2B et de la deuxième génération des programmes de lutte contre les pluies acides du Canada et des É.-U. Une attention particulière doit être portée sur ce scénario réaliste, car en 2004 il donnait la meilleure estimation des quantités d'émissions de SO₂ (et de NO_x) susceptibles d'être émises en 2020 en l'absence de réductions supplémentaires résultant de l'application de nouveaux programmes de contrôle durant les 15 années suivant 2004.

Les dix autres scénarios MDAO de contrôle des émissions de SO₂ sont aussi décrits dans cette section. Ils donnent un aperçu des gains de réduction que l'on peut obtenir de différentes régions émettrices ou de types de sources, soit en les comparant soit entre eux, soit avec l'un ou l'autre des six scénarios clés (voir le tableau 4.5).

S1. Le scénario BASE89

L'acronyme BASE89 de ce scénario réaliste réfère à l'année de référence 1989. Les données proviennent des inventaires nationaux des émissions du Canada et des É.-U. de 1985 (voir Saeger et al., 1989). Cependant, les données saisonnières de l'inventaire des émissions des scientifiques du NAPAP ont été complétées par des données horaires réelles sur les émissions de quatre espèces chimiques de polluants (SO₂, SO₄²⁻, NO et NO₂) émis entre 1988 et 1990, émissions issues de 19 sources majeures de SO₂ du Canada et des 114 sources majeures de SO₂ des É.-U. (Dennis et al., 1990; Kaplan et al., 1995) afin de représenter les émissions réelles des 33 événements groupés du modèle MDAO (voir la section 4.4.5.2). Ces sources ont été la cause en 1985 d'environ 75% des émissions canadiennes de SO₂ et d'environ 64% de celles des É.-U. Se référer à Environment Canada (1997a) pour avoir plus de détails sur ce scénario.

S2. Le scénario CCUSA2

Le scénario CCUSA2 (sigle de « mesures de contrôle du Canada et du Titre IV de la Phase 2 des *Clean Air Act Amendments* (CAAA) de 1990 des É.-U. ») est un scénario de contrôle des émissions de SO₂ destiné à quantifier l'impact a) de l'application du Programme de lutte contre les pluies acides dans l'est du Canada de 1985 (PLCPA) qui a été lancé en 1985 et subséquemment formalisé par une série d'accords fédéral-provinciaux bilatéraux (Environnement Canada, 1994) et b) des dispositions adoptées sur les dépôts acides (c.-à-d. le Titre IV et les Phases 1 et 2 des *Clean Air Act Amendments* (CAAA) de 1990 des É.-U. (U.S. EPA, 1990). Les réductions sont envisagées jusqu'en 2010 puisque c'est l'année à laquelle le programme de la CAAA des mesures de contrôle du SO₂ sera appliqué intégralement (les réductions prévues au programme PLCPA de 1985 de réduction des émissions de SO₂ ont été appliquées intégralement à partir de 1994; Environnement Canada, 1994).

La scénarisation CCUSA2 part de la scénarisation BASE89. On désigne CCUSA2 de scénario réaliste en ce sens que les réductions viseraient comme sources émettrices les cheminées industrielles de sept fonderies et de 11 centrales électriques du Canada (voir le tableau 4.3) et de 110 centrales électriques des É.-U. Les quantités d'émissions sortant des

centrales des É.-U. sont basées sur les quotas d'émissions de SO₂ établis pour 2010 dans la *National Allowance Data Base* de l'U.S. EPA, version 3.11; aucun échange de droits d'émissions de SO₂ n'a été considéré. Cependant, on suppose que les quantités d'émissions de SO₂ issues de sources ponctuelles mineures et de sources zonales et mobiles des réseaux routier et hors route sont les mêmes que celles répertoriées dans l'inventaire 1985 des émissions des scientifiques du NAPAP. Consultez Environment Canada (1997a) pour avoir plus de détails sur ce scénario.

Suivant le scénario CCUSA2, le domaine couvert par le modèle MDAO bénéficierait d'une réduction de 28% des émissions canadiennes et de 29% des émissions en provenance des É.-U. (voir le tableau 4.1). On présente à la figure 4.5a la distribution spatiale des émissions de SO₂ envisagées dans ce scénario. Notons toutefois, comme l'a déjà fait savoir Environnement Canada (Environment Canada, 1997a) et le GTEA (1997), que les quantités d'émissions canadiennes scénarisées dans CCUSA2 sont de 395 Ktonnes/a de moins que les quantités fixées par les limites d'émissions du PLCPA des provinces de l'Est, à cause de la surrogation accomplie de la part de sources émettrices canadiennes. Cela se vérifie par les émissions totales de SO₂ de l'est du Canada de 1 939 Ktonnes/a considérées dans CCUSA2 (qui comprend une partie de la SK; voir tableau 4.1) par rapport à 2 300 Ktonnes/a pour la limite d'émissions du PLCPA (qui exclut la SK; Environment Canada, 1997a). Les quantités de NO_x émises dans ce scénario sont aussi différentes de celles du scénario BASE89 parce que dans le premier on n'y a pas considéré les émissions horaires supplémentaires de NO_x de 133 sources majeures, contrairement au scénario BASE89 où elles y ont été.

S3. Le scénario 75FCAP

L'appellation 75FCAP de ce scénario constitue l'expression raccourcie de « 75% de la limite d'émissions ». Ce scénario très simple de réduction uniforme est basé d'assez près sur le scénario CCUSA2. On a scénarisé 75% de réduction des émissions canadiennes et américaines de SO₂ de toute source (c.-à-d. multipliées par un facteur de 0,25) situées dans le domaine couvert par le modèle MDAO, après qu'on eut haussé de 395 Ktonnes les émissions de SO₂ issues des sources majeures d'émissions de l'est du Canada pour être conforme à l'objectif du PLCPA de 1985 (voir le tableau 3.5 dans Environment Canada, 1997a). Au terme de cet exercice, le domaine couvert par le MDAO bénéficierait d'une réduction nette de 82% des émissions de SO₂ par rapport aux quantités de 1989 (tableau 4.1). Les quantités de NO_x émises dans ce scénario, cependant, demeurent inchangées par

rapport à celles du scénario CCUSA2. Consultez le GTEA (1997) pour avoir plus de détails sur ce scénario (qui y est présenté comme étant le « Scénario 3 »).

S4. Le scénario PST2010F

L'acronyme PST2010F est la contraction de « Scénario F après 2010 ». Dans ce scénario à demi réaliste, on considère, par rapport au scénario CCUSA2, un apport supplémentaire de réduction des émissions de SO₂. Au Canada, on doit les réductions additionnelles des émissions de SO₂ à la Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000, laquelle oblige des réductions supplémentaires des émissions de SO₂ aux quatre provinces de l'Est: ON, QC, NB et NÉ (Ministres fédéraux, provinciaux et territoriaux de l'Énergie et de l'Environnement, 1998). Ces provinces se sont engagées à réduire leurs émissions de SO₂ d'un 50% additionnel par rapport aux limites d'émissions permises par le PLCPA de 1985 qui sont respectivement de 885, 500, 175 et de 189 Ktonnes/a (Environnement Canada, 2002a).

On suppose que ce sont pour une grande part les sources de SO₂ ponctuelles majeures qui seront ciblées par ces réductions additionnelles. Par ailleurs, les émissions totales de SO₂ de l'ON seraient réduites de 50%, mais l'effort de réduction ne serait proportionnellement plus grand que pour une poignée de sources ponctuelles majeures. On a envisagé que les fonderies de l'INCO et de la Falconbridge à Sudbury réduiraient leurs émissions de SO₂ de 50%, celles de la fonderie de l'Iron Ore d'Algoma à Wawa de 100% (en fait cette installation a fermé en 1998) et celles des trois plus grandes centrales électriques de l'Ontario Power Generation (OPG; centrales de Nanticoke, Lambton et Lakeview) réduiraient respectivement les leurs de 35, 69 et 100% (voir le tableau 4.3). On suppose aussi que les autres émetteurs d'émissions de SO₂ de l'ON réduiraient les leurs de 36%. Au QC, la réduction des émissions de SO₂ serait de 50%. On imposerait les réductions en majorité (92%) à la fonderie de Noranda Horne à Rouyn. Les émissions de SO₂ produites au NB et en NÉ seraient réduites de 50%, surtout de la part des centrales de Dalhousie et de Grand Lake au NB et aux centrales de Trenton et de Lingan en NÉ. On suppose que les deux autres provinces participantes au PLCPA de 1985, MB et TN, maintiendraient leurs émissions aux limites de 1994 (respectivement de 550 et de 45 Ktonnes/a) et que la SK maintiendrait ses émissions selon les quantités tolérées de 1985. Enfin, on présume que les émissions de SO₂ de toutes les sources des É.-U. seraient réduites de façon générale de 50% par rapport aux quantités d'émissions estimées en 2010 par le scénario CCUSA2.

Cette combinaison de mesures de contrôle des émissions de SO₂ envisagées fait baisser les émissions de SO₂ de 46% dans

le domaine MDAO par rapport au scénario CCUSA2 et de 62% par rapport au scénario de référence BASE89 (voir le tableau 4.1). Les émissions de NO_x générées par ce scénario, cependant, sont inchangées par rapport aux émissions CCUSA2 scénarisées. Pour plus de détails sur ce scénario, consultez ARM Consultants (2002b).

S5. Le scénario NOX2B

L'appellation de ce scénario est l'abréviation de « Scénario 2 de référence pour les NO_x ». Ce scénario et celui du NOX3P sont les plus réalistes des 20 scénarisations MDAO portant sur le SO₂. Les données de base proviennent de l'inventaire canadien des émissions des principaux contaminants atmosphériques (PCA) de 1995 et de l'inventaire national américain de 1996 des PCA. On a établi les émissions canadiennes et américaines prévues pour 2020 à l'aide des facteurs de la croissance annuelle de chacun des secteurs sources d'émissions de SO₂ et de NO_x et ce, pour chaque juridiction (les provinces canadiennes et les états ou comtés des É.-U.). Les facteurs de croissance sont eux-mêmes basés sur les prévisions d'un certain nombre d'indicateurs socioéconomiques et d'autres facteurs d'activités, ou qui les substituent, comme la population humaine, le parc de véhicules, le gain économique du secteur industriel, la consommation d'essence et le nombre de kilomètres parcouru par les véhicules.

Dans ce scénario, on a tenu compte des différentes mesures de contrôle des émissions imposées par la loi. Au Canada, ces mesures sont inscrites au PLCPA de 1985 et au contrôle des émissions issues des sources mobiles du réseau routier (standards d'émissions des véhicules essence et diesel dits légers (TIER I, programme volontaire des véhicules « à faible émission polluante » (*National Low-Emission Vehicle* (NLEV), TIER II), standards d'émissions des NO_x, des COV et des MP des véhicules utilitaires lourds, et les combustibles à faible teneur en soufre pour les véhicules essence et diesel). La loi d'habilitation des règlements relatifs aux sources mobiles sur route est définie dans la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* de 1999 (voir Environnement Canada, 1999, 2002b, 2003a; Gouvernement du Canada, 2001, 2003). Notons cependant qu'on n'y a pas inclus les nouveaux règlements canadiens concernant les sources mobiles diesel hors route (Environnement Canada, 2003b). Aux É.-U., les réductions envisagées touchent les sources mobiles sur route (standards d'émissions des véhicules essence et diesel dits légers (TIER I, NLEV, TIER II); standards d'émissions des NO_x, des COV et des MP des véhicules utilitaires lourds; combustibles à faible teneur en soufre pour les véhicules essence et diesel), les sources mobiles diesel hors route (c.-à-d. la « règle hors route » ou *Nonroad Rule*), les sources fixes (réduction des émissions de SO₂

et de NO_x demandées sous le Titre IV des CAAA de 1990; programme de réduction des NO_x de 1998 (le NO_x SIP call, c.-à-d. l'établissement de plafonds d'émissions estivaux de NO_x dans 19 états de l'Est et Washington) et l'établissement de limites d'émissions permises à certains états (voir U.S. EPA, 1990, 1998a, b, 2000a, b, 2001a, 2003a, b).

Avec ce scénario, on peut s'attendre en 2020 à ce que les émissions de SO₂ soient seulement légèrement plus faibles (de 7%) dans le domaine d'application du MDAO que les prévisions d'émissions du scénario CCUSA2 pour 2010, c.-à-d. de 13 400 par rapport à 14 385 Ktonnes SO₂/a (tableau 4.1). Cependant, beaucoup moins de NO_x sont émis (réduction de 25%; voir le tableau 4.2). Notons que ces différences globales de scénarisation du SO₂ et du NO_x entre NOX2B et CCUSA2 proviennent de trois sources de différences: a) dans les inventaires d'émissions entre les années de référence considérées, b) dans la croissance envisagée dans les inventaires entre l'année de référence et l'année nominale du scénario et c) dans les postulats sur les technologies de contrôle appliquées, leur efficacité et leur développement.

On a relevé des différences dans les quantités d'émissions de SO₂ et de NO_x des inventaires entre les deux années de référence considérées. Les émissions de SO₂ produites dans le domaine d'application de MDAO (scénario NOX2B) relevées dans les inventaires des années de référence 1995 et 1996 sont de 22% plus faibles que les émissions relevées dans l'inventaire de 1985 (scénario CCUSA2): 15 760 par rapport à 20 199 Ktonnes SO₂/a, mais les inventaires d'émissions de NO_x sont de 23% plus élevées – 17 641 par rapport à 14 361 Ktonnes NO₂/a. La différence d'émissions de SO₂ entre les deux inventaires ne surprend guère. En effet, les émissions de SO₂ manifestement moins élevées dans les inventaires de 1995 du Canada et de 1996 des É.-U. reflètent simplement l'application des mesures de contrôle des émissions de SO₂ du PLCPA de 1985 et des CAAA des É.-U. de 1990, qui ont été mises en œuvre entre les années 1985 et 1995-1996. Soulignons au tableau 4.1 que les émissions totales de SO₂ émises dans le domaine d'application du MDAO du scénario d'émissions CCUSA1 de 1997, qui tient compte des deux programmes mentionnés régis par la loi, sont de 16 804 Ktonnes/a, soit de 6% plus élevé que celles de l'inventaire des émissions de 1995 et 1996 (15 760 Ktonnes/a). On doit donc surtout la différence de 7% entre les deux scénarios aux inventaires de référence employés. Ainsi, l'augmentation projetée des émissions de SO₂ de certaines sources, causée par la croissance de la population et de l'économie, semble annuler les réductions réalisées grâce aux diverses dispositions législatives qu'ont mis en application le Canada et les É.-U. depuis 1990.

On n'avait cependant pas prévu qu'il y aurait une si grande différence d'émissions de NO_x entre les deux inventaires. Selon les émissions de NO_x rapportées dans les inventaires canadiens de 1995 et américains de 1996, il semble que les émissions de NO_x au Canada et aux É.-U. aient considérablement été sous-estimées dans l'inventaire des émissions de 1985 du NAPAP. Par conséquent, les réductions d'émissions de NO_x du NOX2B se rapportant au contrôle des émissions de NO_x des véhicules moteur au Canada et aux É.-U. et des grosses chaudières des É.-U. sont plus importantes que les réductions envisagées dans le scénario CCUSA2 (tableau 4.2). Par rapport aux quantités d'émissions de NO_x émises en 1995 et en 1996, celles considérées dans le scénario NOX2B se trouvent réduites de 39% par rapport à 25% dans le scénario CCUSA2. Plus de détails sur ce scénario sont disponibles dans les rapports du Comité Canada-États-Unis de la qualité de l'air (2004) et de WxPrime Corp. (2004).

S6. Le scénario NOX3P

Ce scénario doit son appellation à la contraction des mots « Scénario 3 projeté de NO_x ». Ce scénario est identique au scénario de NOX2B sauf qu'on y a ajouté un projet canadien additionnel de réduction et une disposition législative proposée par les É.-U.: a) la Stratégie et b) le projet *Clear Skies* 2003 des É.-U. La Stratégie fait aussi partie du scénario PST2010F (scénario S4). L'objectif proposé dans *Clear Skies* 2003 des É.-U. est la réduction supplémentaire des émissions de SO₂ et de NO_x en provenance du secteur de production d'électricité des É.-U., en plus de la réduction déjà exigée par le Titre IV des CAAA de 1990 des É.-U. La même approche de « plafond et échanges » du SO₂ qui caractérise le programme sur les pluies acides de l'U.S. EPA caractérise aussi le projet *Clear Skies*, mais le plafond de 2010 du Titre IV proposé pour le secteur de production d'électricité, qui est de 8,95 Mtonnes anglaises (8,12 Mtonnes métriques) d'émissions de SO₂ au niveau national, y est réduit de façon à ce que le pays atteigne 4,5 Mtonnes anglaises/a (4,08 Mtonnes métriques/a) en 2010 et 3 Mtonnes anglaises/a (2,72 Mtonnes métriques/a) en 2018. Pour ce qui est des émissions de NO_x à réduire dans le secteur de la production d'électricité, on emploierait l'approche plafond et échanges: les émissions de NO_x de ce secteur étaient de 5,1 Mtonnes anglaises/a (4,63 Mtonnes métriques/a) en 2000, mais on les plafonnerait à 1,7 Mtonnes anglaises/a (1,54 Mtonnes métriques/a) en 2018 (voir la section A de <http://www.epa.gov/clearskies/technical.html>; en anglais seulement).

Grâce à ces deux programmes additionnels de mesures de contrôle inclus dans ce scénario, les émissions de SO₂ émises dans le domaine d'application du MDAO seraient réduites de 37% par rapport aux émissions du scénario CCUSA2 (9 067 par

rapport à 14 385 Ktonnes SO₂/a) et de 55% par rapport aux émissions du scénario de référence de 1989 (voir le tableau 4.1). Ces quantités d'émissions demeurent quand même plus élevées que celles résultant du scénario PST2010F (7 724 Ktonnes/a), sauf pour ce qui est de la portion canadienne du domaine d'application du MDAO, où les quantités d'émissions de SO₂ résultant des scénarios NOX2B et NOX3P y sont plus faibles que celles résultant du scénario PST2010F. Les émissions de NO_x résultant du scénario NOX3P sont de 32% plus faibles que celles résultant du scénario CCUSA2 et de 50% plus faibles que les émissions de NO_x produites en 1995-1996. Les émissions totales de SO₂ et de NO_x des provinces et des états se rapportant à ce scénario sont présentées au tableau 7.4 (chapitre 7). La liste des prévisions des émissions de SO₂ issues des sources ponctuelles majeures au Canada est présentée au tableau 4.3. Consultez les rapports du Comité Canada-États-Unis de la qualité de l'air (2004) et de WxPrime Corp. (2004) pour plus de détails sur ce scénario.

S7. Le scénario 5CCUS2

L'appellation de ce scénario est l'expression réduite de « réduction de 50% par rapport au scénario CCUSA2 ». Cela signifie qu'on scénarise ce qu'il adviendrait si on réduisait les émissions de SO₂ de 50% par rapport aux émissions résultant du scénario CCUSA2, autant pour le Canada que les É.-U. Cette scénarisation a été présentée dans le rapport d'évaluation de 1997 (consultez Environment Canada (1997a) pour plus de détails) et discutée dans le rapport du GTEA (1997) sous le nom de « Scénario 2 (a) ».

S8. Le scénario 5CONLY

L'acronyme 5CONLY est en fait l'abréviation de « Réduction de 50% pour le Canada seul ». Ce scénario simple est très semblable au scénario CCUSA2, à la différence près que ce sont seulement les émissions canadiennes de SO₂ qu'on envisage de réduire de 50% dans la zone de gestion des oxydes de soufre (ZGOS) par rapport aux limites permises des provinces définies dans le PLCPA de 1985. On avait déterminé la ZGOS en 1994 dans le sud-est du Canada en vertu des modalités du deuxième Protocole sur le soufre de la CEE-ONU (1994) (ou le Protocole d'Oslo de 1994 relatif à la nouvelle réduction des émissions de soufre) comme étant celle où des réductions d'émissions seraient les plus avantageuses pour l'environnement. Une telle mesure est valable pour le grand pays peu peuplé qu'est le Canada. La ZGOS dans le sud-est du Canada est définie dans Environment Canada (1998b, 2004b); la figure 4.4a montre sa localisation approximative dans le domaine d'application de MDAO.

Par rapport au scénario CCUSA2, les réductions d'émissions de SO₂ envisagées dans le 5CONLY sont de 32% dans la

portion canadienne du domaine du MDAO (rappelons la surrogation de 395 Ktonnes/a considérée dans le scénario CCUSA2), mais de seulement 4% par rapport au domaine entier. Cependant, tel qu'il a été discuté à la section 4.5.2.1.4, on peut évaluer l'impact des émissions dans la ZGOS canadienne si on compare les résultats de ces deux scénarisations MDAO, étant donné la forte ressemblance dans les réductions d'émissions de SO₂. La distribution spatiale des réductions des émissions de SO₂ considérée dans 5CONLY est montrée sur le quadrillage du MDAO à la figure 4.6a. Notons l'absence de réduction au MB et à TN, ces provinces ne faisant pas partie de la ZGOS. Consultez le GTEA (1997) pour obtenir plus d'information concernant ce scénario, où on y réfère comme étant le « Scénario 2 (b) » (notons que ce rapport publié plus tôt mentionne que la réduction envisagée est de 50% dans « l'est du Canada », mais on ne mentionne pas qu'elle ne concernait que la ZGOS). Également, tel qu'il a été discuté à la section 4.5.2.1.2.N2, le scénario 5CONLY de contrôle du SO₂ a été lancé simultanément avec le scénario de contrôle des émissions de NO_x/COV (NOXSCEN; c.-à-d. que les émissions de tous ces polluants ont été scénarisés ensemble dans un même scénario).

S9. Le scénario T5CUS2

Cette appellation est la contraction de « réduction ciblée de 50% par rapport au scénario CCUSA2 ». Ce scénario est très similaire au scénario 5CCUS2, à l'exception que les 50% de réduction des émissions de SO₂ considéré dans le scénario CCUSA2 concernent l'ON, le QC, le NB, la NÉ et l'ÎPÉ, ainsi que 20 états du nord-est américain, comme le montre la figure 4.4b. Mais la réduction des émissions de SO₂ de la SK, du MB, de TN, du Labrador et des états américains du Sud et du Midwest demeure la même que la réduction envisagée dans le scénario CCUSA2. L'objectif de ce scénario est d'évaluer sur les zones sensibles du sud de l'ON, du QC, du NB et la NÉ, quel impact créerait des réductions d'émissions provenant de sources plus éloignées (voir la section 4.5.2.1.4). Par rapport à la réduction des émissions de SO₂ du scénario CCUSA2, la réduction envisagée au Canada et aux É.-U. dans le présent scénario est respectivement de 34 et de 29%, toujours dans le domaine d'application du MDAO (cf. tableau 4.1). La distribution spatiale des réductions des émissions de SO₂ considérées dans ce scénario est d'ailleurs montrée sur le quadrillage du MDAO de la figure 4.6b. D'après cette figure, on constate qu'aucune réduction d'émissions n'a été envisagée dans les états du Sud-Est et du Midwest des É.-U.

S10. Le scénario PST2010A

L'acronyme du scénario PST2010A est la contraction de « Scénario A après 2010 ». Il est similaire dans sa conception au scénario PST2010F décrit ci-dessus (scénario S4). Dans ce

scénario, on suppose que l'ON réduit ses émissions annuelles de SO₂ d'un 50% supplémentaire par rapport à la limite établie du PLCPA de 1985 (passant de 885 à 443 Ktonnes SO₂/a), le QC d'un 45% supplémentaire (passant de 500 à 275 Ktonnes/a) et le NB, la NÉ (et l'ÎPÉ) d'un 25% supplémentaire (passant respectivement de 175 à 131 et de 194 à 146 Ktonnes/a). Quant aux É.-U., on suppose que le pays réduirait ses émissions annuelles de SO₂ d'un 55% supplémentaire par rapport aux émissions prévues en 2010 (passant de 12 446 à 5 578 Ktonnes/a). On suppose dans ce scénario que toutes les émissions sont réduites de façon linéaire dans le temps. La distribution géographique des réductions par rapport à celles du scénario CCUSA2 est présentée à la figure 4.6. Contrairement aux réductions des deux scénarios précédents, les réductions des émissions de SO₂ concernent l'est et le centre de l'Amérique du Nord. Les taux d'émissions de SO₂ attribués aux sources ponctuelles majeures au Canada sont présentés au tableau 4.3. Consultez ARM Consultants (2000) pour obtenir plus d'information sur ce scénario.

S11. Le scénario PST2010a

Ce scénario est très similaire au scénario PST2010A à la différence près que la réduction envisagée des émissions de SO₂ en provenance du QC est de 34% au lieu de 45% dans le scénario PST2010A. En conséquence, les émissions canadiennes de SO₂ émises, mais ramenées au domaine d'application couvert par le MDAO, sont seulement de 3% plus élevées que celles envisagées dans le scénario PST2010A; les émissions globales de SO₂ y sont seulement de 1% plus élevées. Cependant, comparer les résultats MDAO de ce scénario avec ceux du scénario CCUSA2 montre l'impact des émissions de SO₂ produites au QC sur le reste de l'est de l'Amérique du Nord (voir section 4.5.2.1.4 et figure 4.18). Plus de détails sur ce scénario sont fournis par ARM Consultants (2000).

S12. Le scénario PST2010B

Ce scénario est très similaire au scénario PST2010A à la différence qu'on envisage que les É.-U. réduiraient de 40% leurs émissions de SO₂ par rapport aux quantités qu'ils estiment produire en 2010. Cela représente une réduction de 60% par rapport à la réduction de 55% du scénario PST2010A. Ainsi, la comparaison des résultats MDAO de ce scénario avec ceux des autres scénarios montre l'impact qu'aurait une réduction uniforme des émissions de SO₂ aux É.-U. sur le territoire couvert par MDAO (voir section 4.5.2.1.4 et figure 4.19). Plus de détails sur ce scénario sont fournis par ARM Consultants (2000).

S13. Le scénario PST2010C

L'appellation est l'expression contractée de « Scénario C après 2010 ». La scénarisation y est plus complexe que celle du

PST2010A; elle ressemble plus à celle du PST2010F (scénario S4). Dans le PST2010C, on a considéré que la réduction des émissions de SO₂ en provenance de l'ON et du QC était ciblée par secteur source ou depuis les installations elles-mêmes, de sorte que la réduction ne serait pas uniforme au plan géographique. En ON, la réduction des émissions totales de SO₂ se chiffre encore à 50% par rapport à la limite du PLCPA de 1985, mais on a considéré différentes réductions de la part de sources ponctuelles majeures: on a fait diminuer les émissions de SO₂ des installations d'INCO et de Falconbridge à Sudbury de 75% par rapport à la limite actuelle (passant de 365 à 91 Ktonnes SO₂/a); celles aussi des centrales thermiques de l'OPG alimentées au charbon de Lambton, Nanticoke et Lakeviews de 50% chacune par rapport à la limite actuelle (passant de 175 à 88 Ktonnes/a), tandis qu'on a ramené à zéro celles de la fonderie d'Iron Ore d'Algoma à Wawa (125 Ktonnes/a). Dans le but d'équilibrer les réductions des émissions attribuées à ces six sources qui passent de 665 à 179 Ktonnes SO₂/a, il a fallu supposer que toutes les autres sources d'émissions de SO₂ de l'ON augmentaient uniformément de 20%, soit de 220 à 264 Ktonnes/a, de façon à ce que l'on atteigne des émissions globales de 443 Ktonnes/a, soit la même quantité que celle déterminée dans le scénario PST2010A. Au QC, on a ciblé la fonderie de Noranda Horne pour lui faire réduire ses émissions de SO₂ de sa limite de 272 Ktonnes/a à 43 Ktonnes/a, ce qui représente une réduction de 100 Ktonnes/a par rapport aux quantités de 1997 et une réduction de 229 Ktonnes/a (84,2%) par rapport à la limite déterminée dans le PLCPA de 1985. Les réductions d'émissions de toutes les autres sources de la province suivent un scénario de réduction uniforme de 9,2% (passant de 228 à 207 Ktonnes/a), de façon à ce que le QC atteigne une réduction globale de 50% (ou 250 Ktonnes/a) par rapport à la limite du PLCPA de 1985. On a scénarisé toutes les autres sources canadiennes d'émissions de SO₂ comme dans le scénario PST2010A. Enfin, on suppose que les É.-U. réduiraient leurs émissions de SO₂ de 50% par rapport aux quantités de 2010, la même réduction que celle supposée dans le scénario PST2010F, mais moins que celle supposée dans les scénarios PST2010A et PST2010B. Les taux d'émissions de SO₂ envisagés pour chaque source ponctuelle majeure du Canada sont présentés au tableau 4.3. Consultez ARM Consultants (2000) pour obtenir plus d'information sur ce scénario.

S14. Le scénario PST2010D

La scénarisation du PST2010D est basée sur celle du PST2010C. Les réductions envisagées en ON et au QC se trouvent être les mêmes que celles du scénario PST2010C, c.-à-d. ciblées par secteur source – donc irrégulièrement distribuées sur le territoire – auxquelles on a ajouté des réductions spécifiques à certaines sources du NB et de la NÉ.

On suppose que le NB réduirait ses émissions globales de 30% par rapport à la limite du PLCPA de 1985 (passant de 175 à 122 Ktonnes SO₂/a), ce qui représente une réduction additionnelle de 9 Ktonnes/a par rapport à la réduction de 25% envisagée dans les scénarios PST2010A, PST2010B et PST2010C (qui passent de 175 à 131 Ktonnes/a). On suppose de plus ici que les quantités d'émissions produites par les quatre centrales thermiques du NB changeraient, c.-à-d. que les émissions des centrales situées au nord de la province en produiraient moins et celles situées au sud en produiraient plus (voir le tableau 4.3). On suppose que la NÉ réduirait ses émissions globales de 25%, soit du même pourcentage que ce qui est envisagé dans les scénarios PST2010A, PST2010B et

PST2010C, sauf qu'on suppose qu'il y aura aussi des changements dans la production d'émissions des quatre centrales thermiques de la Nova Scotia Power Inc., c.-à-d. que les centrales du nord les réduiraient et celles du sud les augmenteraient (voir le tableau 4.3). Ces changements envisagés ont eu pour but de refléter la distribution relative actuelle des émissions de SO₂ des centrales dans ces deux provinces. La distribution relative des émissions de SO₂ de ces installations dans les scénarios PST2010A, PST2010B et PST2010C a été basée sur les quantités d'émissions qui avaient été rapportées dans l'inventaire 1985 des émissions des modélisateurs du *National Acid Precipitation Assessment Program* (NAPAP) (Saeger et al., 1989).

Tableau 4.3. Pourcentage d'émissions de SO₂ issues des sources ponctuelles majeures canadiennes envisagées selon 11 scénarios MDAO de contrôle des émissions. Des valeurs multiples pour une installation unique indiquent la présence de plus d'une cheminée industrielle à cette installation.

ID du dossier MDAO	Source	CCUSA2	5CONLY	PST2010A, PST2010B	PST2010C	PST2010D, PST2010E	PST2010F	HLFO	NOX2B	NOX3P
3419	Trenton GS, NÉ	21,2	21,2	32,1	32,1	18,8	15,0	21,2	6,0	4,2
3420	Tuft's Cove GS, NÉ	0,0	0,0	0,0	0,0	15,0	0,0	0	0,0	0,0
3421	Tuft's Cove GS, NÉ	0,0	0,0	0,0	0,0	3,8	0,0	0	0,0	0,0
3422	Pt. Tupper GS, NÉ	3,2	7,0	10,6	10,6	15,0	10,0	3,2	0,9	0,6
3423	Lingan GS, NÉ	75,2	42,0	63,6	63,6	56,3	47,0	75,2	21,1	14,7
3424	Grand Lake GS, NB	28,1	17,3	27,0	27,0	20,0	12,4	28,1	11,3	11,3
3425	Courtenay Bay GS, NB	3,9	1,9	3,0	3,0	6,0	3,7	0	1,6	1,6
3426	Dalhousie GS, NB	11,5	10,9	17,0	17,0	5,6	1,5	0,6	4,6	4,6
3427	Dalhousie GS, NB	38,7	19,3	30,2	30,2	1,4	2,8	0,6	15,5	15,5
3428	Coleson Cove GS, NB	23,0	14,0	21,9	21,9	50,0	30,9	0	9,2	9,2
3429	Noranda Gaspé, Murdochville, QC	44,9	32,7	32,8	49,2	49,2	49,2	44,9	44,9	41,6
3430	Noranda Horne, Rouyn, QC	105,2	120,2	120,9	38,0	38,0	38,0	105,2	105,2	97,4
3431	Noranda Horne, Rouyn, QC	14,5	15,9	16,0	5,0	5,0	5,0	14,5	14,5	13,4
3432	INCO, Copper Cliff, ON	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0
3433	INCO, Copper Cliff, ON	264,4	132,2	125,4	66,1	66,1	132,2	264,4	246,1	170,7
3434	Falconbridge, Sudbury, ON	74,8	49,9	47,3	24,9	24,9	49,9	74,8	69,7	48,3
3435	Algoma Iron Ore, Wawa, ON	0,5	0,3	0,2	0,0	0,0	0,0	0,5	0,5	0,3
3436	Algoma Iron Ore, Wawa, ON	59,4	62,3	59,1	0,0	0,0	0,0	59,4	55,3	38,3
3437	Lakeview GS, Toronto, ON	15,8	11,3	10,8	11,3	11,3	0,0	15,8	14,7	10,2
3438	Lakeview GS, Toronto, ON	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
3439	Lambton GS, Sarnia, ON	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
3440	Lambton GS, Sarnia, ON	42,7	31,3	29,7	31,3	31,3	19,4	42,7	39,8	27,6
3441	Nanticoke GS, Nanticoke, ON	61,1	44,9	42,6	44,9	44,9	57,7	61,1	56,9	39,5
3442	Nanticoke GS, Nanticoke, ON	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1
3443	INCO, Thompson, MB	219,5	219,5	268,3	268,3	268,3	268,3	219,5	218,6	218,6
3444	Hudson Bay M & S, Flin Flon, MB	219,5	219,5	268,3	268,3	268,3	268,3	219,5	218,6	218,6
Total émissions		1327.4	1073.8	1227.2	1013.1	999.3	1011.4	1251.6	1155.0	986.5

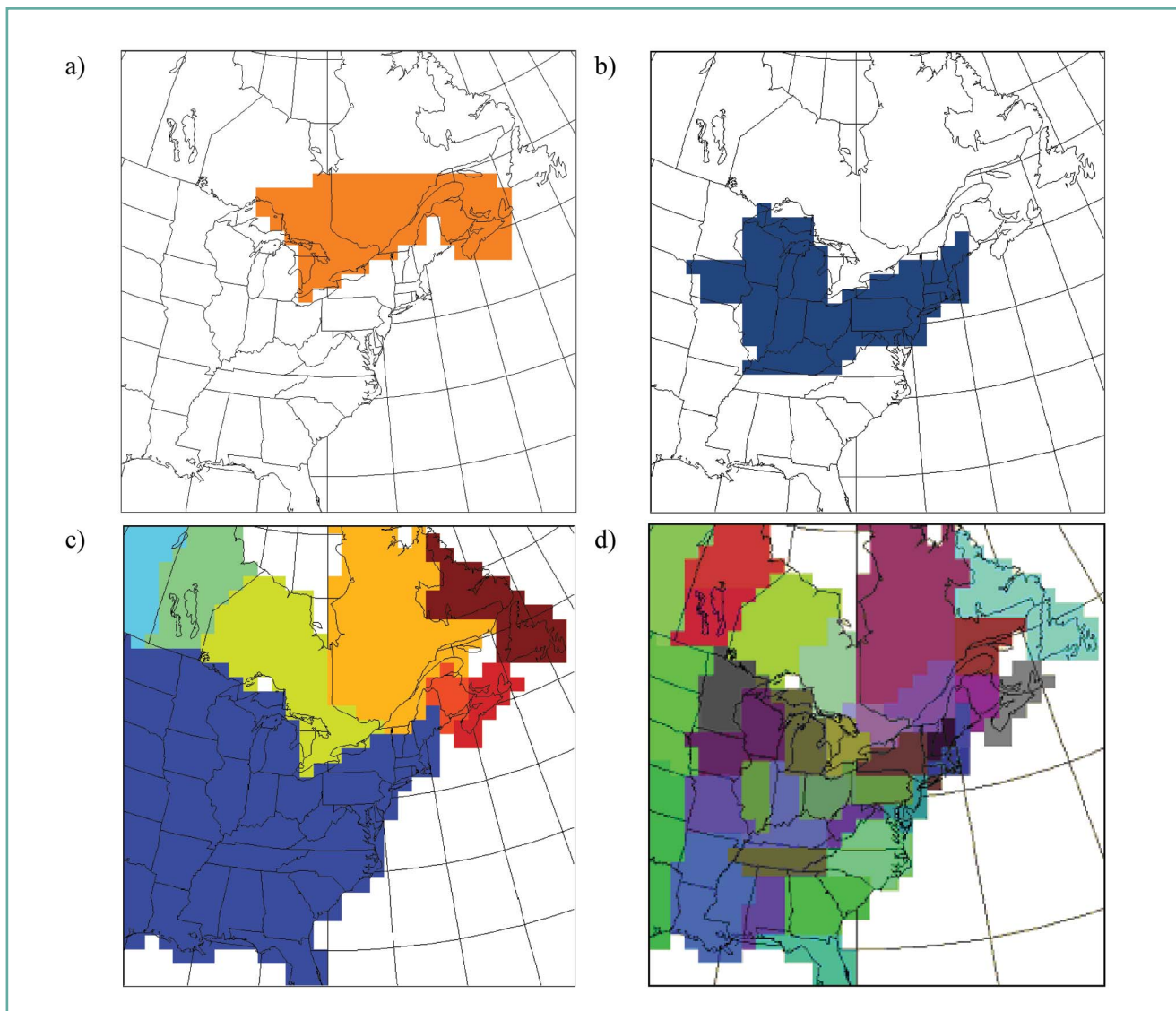


Figure 4.4. Masques de juridiction employés pour échelonner les émissions dans l'application de certains scénarios MDAO de contrôle des émissions: a) la région canadienne de la ZGOS (scénario 5CONLY); b) les 20 états du nord-est des É.-U. (scénarios T5CUS2, PST2010D); c) les provinces de l'est du Canada (scénarios PST2010A à PST2010F et HLFO); et d) les provinces de l'est du Canada, les états américains et les régions sources multi-états (scénarios NOX2B et NOX3P).

Des réductions d'émissions sont aussi envisagées de la part des É.-U. On a fait réduire de 60% les émissions de SO₂ des 20 états du nord-est des É.-U. (ainsi que le District de Columbia), présentés à la figure 4.4b, et on a gardé les quantités d'émissions inchangées que produiront en 2010 les autres états américains qui sont situés dans le domaine d'application du MDAO. Malgré ces réductions, plus importantes que celles envisagées dans le scénario PST2010C (60 par rapport à 50%), les émissions totales des sources américaines émises dans le domaine de MDAO y demeureraient plus grandes d'environ 1 900 Ktonnes/a par rapport au scénario PST2010C parce que l'on y a restreint les

réductions qu'à la région du Nord-Est (voir le tableau 4.1). Notons que l'on trouve aussi cette scénarisation de réduction aux états du nord-est américain dans le scénario T5CUS2 (scénario S9). Consultez ARM Consultants (2000) pour obtenir plus d'information sur ce scénario.

S15. Le scénario PST2010E

L'appellation de ce scénario est la contraction de « scénario E après 2010 ». C'est le même scénario que le PST2010D, sauf que dans ce cas-ci les réductions d'émissions envisagées pour les É.-U. sont de 60% et réparties uniformément dans tous les états (comme dans le scénario PST2010B) plutôt que

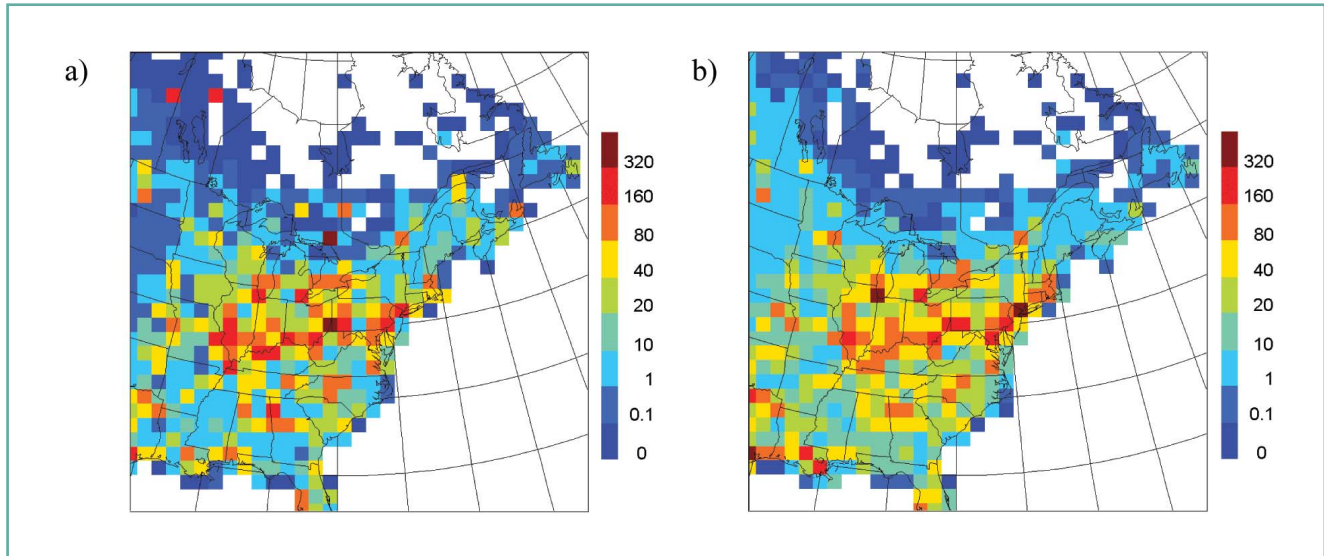


Figure 4.5. Émissions quadrillées annuelles (Ktonnes/a) de a) SO_2 et b) NO_x (comme NO_2) du scénario CCUSA2.

seulement dans les 20 états du Nord-Est. Cela compte pour environ 3 100 Ktonnes SO_2 /a de moins d'émissions produites par les É.-U. par rapport au scénario PST2010D. Cette quantité représente 50% de plus de réduction que la limite d'émissions de SO_2 du PLCPA de 1985 pour tout l'est du Canada et deux fois plus que la limite définie dans la Stratégie, qui est de 1 475 Ktonnes pour l'est du Canada. Comparer les retombées résultantes générées par MDAO de ce scénario avec celles du scénario PST2010D permet d'évaluer l'impact des émissions de SO_2 provenant du sud et du Midwest des É.-U. sur les retombées dans l'est du Canada (voir section 4.5.2.1.4 et figure 4.20). On peut trouver plus de détails sur ce scénario dans ARM Consultants (2000).

S16. Le scénario HLFO

Il s'agit du sigle anglais de « mazout léger et lourd (Heavy/Light Fuel Oil) ». Ce scénario a été élaboré dans le but d'évaluer l'impact du fait de faire adopter par le Canada les seuils européens plus contraignants de soufre contenu dans le mazout lourd (ML) et léger. Grâce aux statistiques canadiennes sur la consommation de mazout fournies par Statistique Canada, on a estimé que la combustion de mazout à faible teneur de soufre réduirait les émissions de SO_2 dans les Maritimes, au QC, en ON et des Prairies respectivement de 111, 28, 34 et de 0 Ktonnes/a. Dans les Maritimes, le NB assumerait 56% des réductions, la NÉ, 20%, l'ÎPÉ, 2% et TN et Labrador, 22%. La raison qui explique en partie l'impact positif important de ces mesures de contrôle des émissions dans les Maritimes est que les quatre sources ponctuelles majeures de

SO_2 – trois centrales électriques au NB et une en NÉ – emploient le ML comme combustible, contrairement au QC et à l'ON où aucune centrale majeure de SO_2 n'emploie de ML. Le scénario HLFO a été élaboré à partir des données d'émissions du scénario CCUSA2, sauf que, pour atteindre ces seuils européens, il nous a fallu réduire les émissions de SO_2 issues des quatre sources ponctuelles majeures des Maritimes qui brûlent du ML (voir le tableau 4.3), de même que des sources zonales de SO_2 en provenance de l'ON, du QC et des Maritimes. Le masque provincial employé pour réduire les sources zonales est présenté à la figure 4.4c. La distribution des réductions est présentée à la figure 4.6d. Globalement, la réduction scénarisée des émissions canadiennes de SO_2 dans le domaine d'application du MDAO est de 9% par rapport au scénario CCUSA2, les émissions des É.-U. n'étant pas concernées par ces réductions. L'impact prévu sur l'atmosphère de ces réductions des émissions de SO_2 spécifiques aux secteurs est discuté à la section 4.5.2.1.4 (voir la figure 4.17). On peut trouver des détails additionnels sur ce scénario dans ARM Consultants (2002a) et Environnement Canada (2003c).

4.5.2.1.2 La description des scénarios de contrôle des émissions de NO_x

Les émissions de NO et de NO_2 , deux gaz acidifiants majeurs groupés sous le générique « NO_x », n'ont pas tellement changé dans l'est de l'Amérique du Nord au cours des deux dernières décennies. Cela signifie qu'à mesure que l'on réduira les émissions de SO_2 , les impacts des dépôts acides constitués des NO_x émis seront relativement plus importants.

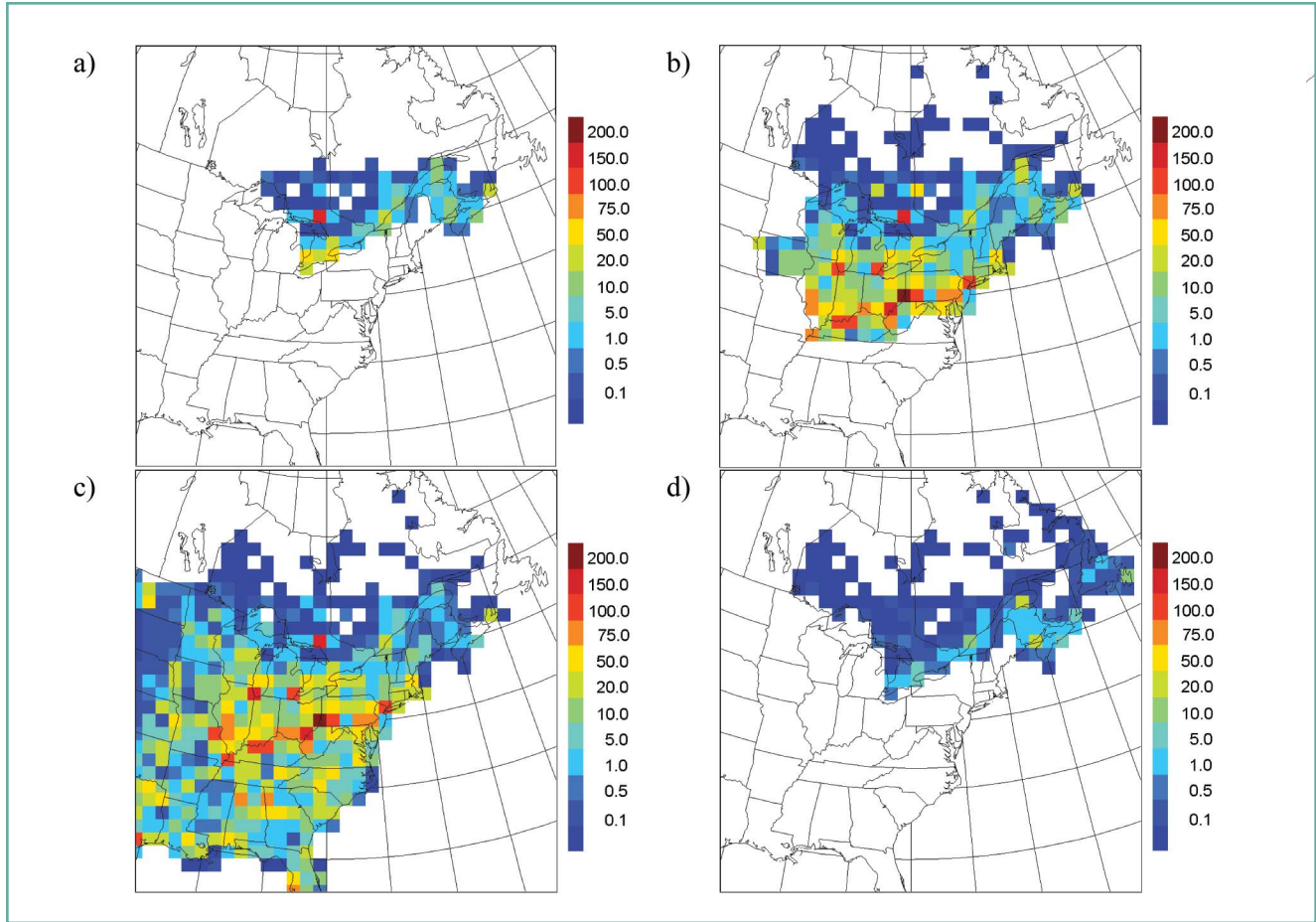


Figure 4.6. Évolution des émissions quadrillées de SO_2 (Ktonnes SO_2/a) de quelques scénarios MDAO: a) 5CONLY, b) T5CUS2, c) PST2010A, et d) HLFO par rapport au scénario CCUSA2.

Il est donc important de considérer les impacts des réductions des dépôts acides provenant autant des émissions de NO_x que de SO_2 . Jusqu'à maintenant, il y a quatre scénarios du MDAO de contrôle des émissions de NO_x qui ont été analysés (voir le tableau 4.2). Ces quatre scénarios se caractérisent comme suit.

N1. Le scénario CCUSA2

Ce scénario vise uniquement le contrôle des émissions de SO_2 (voir section précédente), mais il a servi à l'élaboration des trois scénarios MDAO de contrôle des émissions de NO_x . Les émissions de NO_x dans ce scénario sont basées sur les inventaires nationaux canadiens et américains des émissions de PAC en 1985 (voir Saeger et al., 1989). La distribution spatiale des émissions de NO_x de cette scénarisation est illustrée sur le quadrillage du MDAO de la figure 4.5b.

N2. Le scénario NOXSCEN

L'appellation NOXSCEN réfère à « scénario d'émissions de NO_x ». C'est le premier scénario que MDAO a traité à partir du scénario CCUSA2 auquel on a envisagé des réductions des émissions de NO_x ciblées géographiquement. On a supposé que le Canada réduirait ses émissions de NO_x de 45% dans la portion ontarienne du corridor Windsor-Québec et de 30% dans la grande région de Montréal. On a supposé que les É.-U. réduiraient les émissions de NO_x des sources ponctuelles de 60% et des sources mobiles de 30% dans les 20 états du nord-est des É.-U. (figure 4.4b). Cela créerait, dans le domaine d'application du MDAO, une réduction globale de 21% par rapport au scénario CCUSA2, ce qui correspond à 11 330 Ktonnes NO_2/a (tableau 4.2). La distribution spatiale des réductions des émissions de NO_x de cette scénarisation sur le quadrillage du MDAO est illustrée à la figure 4.7a. Notons que des réductions des émissions de SO_2 ont aussi été considérées dans ce scénario, comme le montre le tableau 4.1

sous le scénario 5CONLY (voir la section 4.5.2.1.1.S8). On peut trouver plus de détails sur ce scénario dans GTEA (1997) sous le nom de « Scénario 4 ».

N3. Le scénario NOX2B

La plupart des réductions de ce scénario 2020 réaliste de contrôle des émissions des deux polluants ont été présentées dans la section précédente (voir le scénario S5). Ici, on a envisagé une réduction d'émissions de NO_x de 25% pour tout le domaine d'application du MDAO (passant de 14 361 à 10 823 Ktonnes NO₂/a) que l'on a combiné à une réduction des émissions de SO₂ de 7% par rapport au scénario CCUSA2 de 2010. Par rapport aux inventaires d'émissions de référence de 1995-96, il s'agirait d'une réduction d'émissions de NO_x de 39% (passant de 17 641 à 10 823 Ktonnes NO₂/a). Une grande partie de la réduction d'émissions de NO_x vient des mesures de contrôle qui ciblent les sources mobiles des réseaux routier et hors route. La distribution spatiale des réductions

d'émissions de NO_x de cette scénarisation sur le quadrillage du MDAO est illustrée à la figure 4.7b. Le lecteur est invité à consulter les rapports du Comité Canada-États-Unis sur la qualité de l'air (2004) et de WxPrime Corp. (2004) pour plus de détails sur ce scénario.

N4. Le scénario NOX3P

La plupart des réductions envisagées dans ce scénario 2020 réaliste de contrôle des émissions des deux polluants ont été décrites dans la section précédente (voir le scénario S6). On y considère une réduction d'émissions de NO_x de 38% dans le domaine d'application du MDAO par rapport aux émissions du scénario CCUSA2 de 2010 (passant de 14 361 à 8 891 Ktonnes NO₂/a), en plus de la réduction des émissions de SO₂ de 37%. Par rapport aux inventaires d'émissions de référence de 1995-96, les émissions de NO_x de ce scénario-ci se trouveraient réduites de 50% (passant de 17 641 à 8 891 Ktonnes NO₂/a). Ici, la réduction additionnelle des émissions

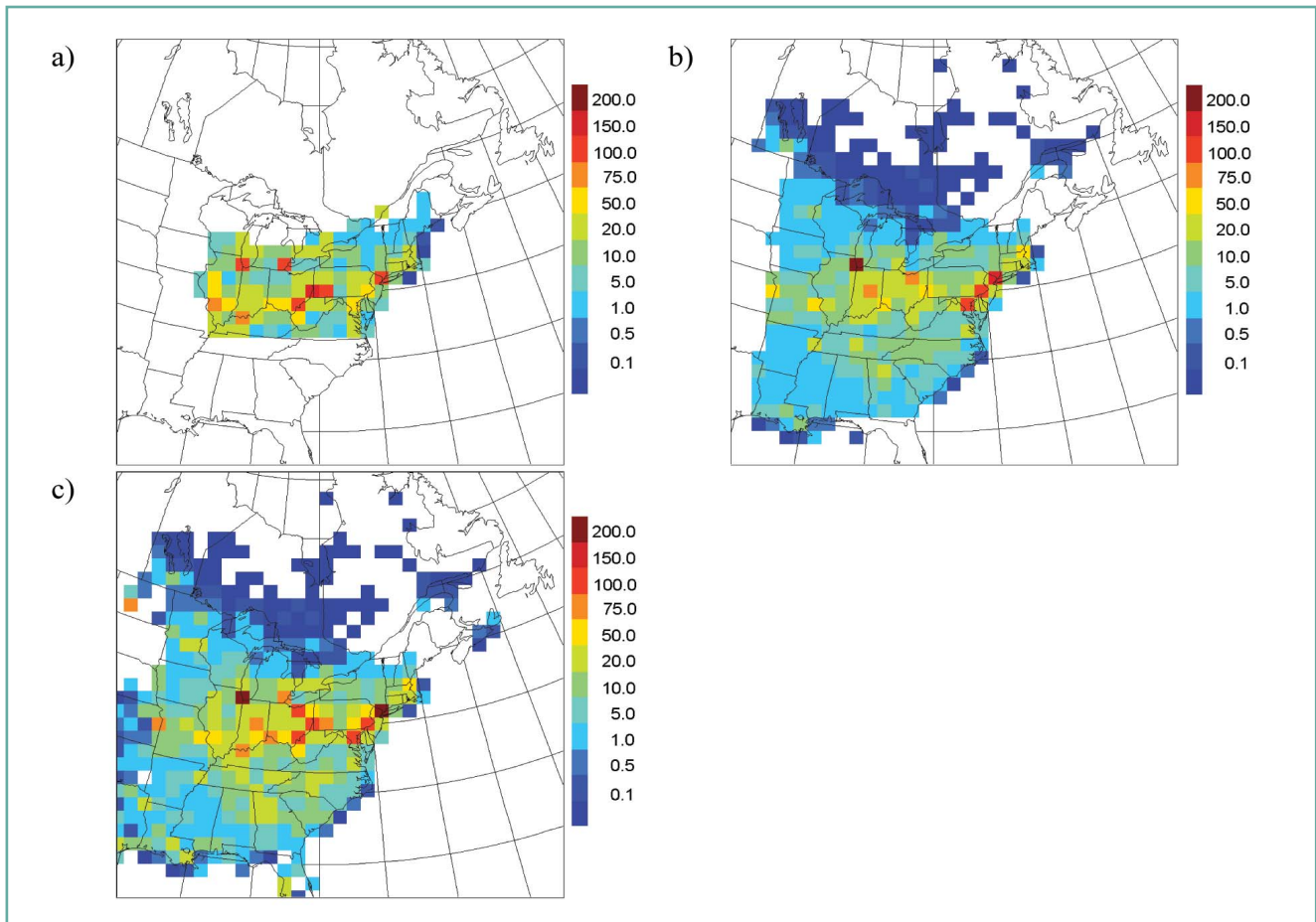


Figure 4.7. Évolution des émissions quadrillées de NO_x (Ktonnes NO₂/a) selon trois autres scénarios MDAO par rapport au scénario CCUSA2: a) NOXSCEN, b) NOX2B et c) NOX3P.

de NO_x , par rapport aux réductions projetées du scénario NOX2B , est principalement attribuable à la réduction des émissions de NO_x des centrales électriques des É.-U. recommandée dans le projet *Clear Skies 2003* de l'U.S. EPA. La distribution spatiale des réductions d'émissions de NO_x de cette scénarisation est illustrée sur le grillage du domaine MDAO à la figure 4.7c. Le lecteur est invité à consulter les rapports du Comité Canada – États-Unis sur la qualité de l'air (2004) et de WxPrime Corp. (2004) pour obtenir plus de détails sur ce scénario.

4.5.2.1.3 Les résultats des scénarios clés du MDAO

Les 17 scénarios du MDAO de contrôle des émissions viennent d'être décrits dans les deux sections précédentes. À la section 4.5.2.1.1, nous avons présenté et comparé entre eux les six scénarios clés de SO_2 en plus d'un scénario additionnel de contrôle des émissions de NO_x représentatif de la façon dont les analyses de la modélisation avec le MDAO sont effectuées et les résultats interprétés. D'autres analyses de ces scénarios, d'autres scénarios MDAO – liés aux contributions des régions sources – et autres pseudo-scénarios suivent.

La portée complète des réductions envisageables des émissions de SO_2 et de NO_x des scénarios analysés par MDAO se trouve couverte dans les sept scénarios présentés dans cette section. Ainsi, bien que certains détails diffèrent entre les scénarios présentés précédemment, ces sept scénarios représentent l'étendue possible des changements atmosphériques censés survenir à la suite des réductions d'émissions scénarisées. Nous présenterons les changements des concentrations et des dépôts de trois espèces chimiques du soufre et d'oxydes d'azote et de celles-ci combinées.

Les résultats des scénarios clés concernant les espèces chimiques du soufre

La concentration de SO_2 annuelle de l'air

Les patrons des concentrations estimées de SO_2 de l'air près du sol sont présentés à la figure 4.8 pour chacun des six scénarios clés de contrôle des émissions de SO_2 . Comme le SO_2 est un polluant primaire (c.-à-d. émis directement), sa concentration la plus élevée se trouve près des sources majeures d'émissions. Comme l'indique la figure 4.8a, les zones où les concentrations ambiantes de SO_2 sont élevées se trouvent dans les environs des sources isolées majeures d'émissions de SO_2 comme Flin Flon et Thompson, MB, Wawa et Sudbury, ON, et Rouyn au QC, ainsi que dans la vallée de l'Ohio aux É.-U., sans compter les agglomérations urbaines majeures telles que Chicago, Détroit, Cleveland, Pittsburgh,

Toronto et Montréal. La figure 4.5a montre qu'il s'agit des mêmes sources et régions sources que celles en cause dans le scénario CCUSA2, d'après la configuration des émissions de SO_2 . Rappelons l'absence de prévision de concentrations annuelles de SO_2 (et de SO_4^{2-}) de l'air pour le nord-est du NB, les régions de la Gaspésie, l'ÎPÉ, le Cap Breton, TN-Labrador et pour l'est et le nord du QC, faute d'observations suffisantes pour l'application de la technique de groupement des épisodes telle que nous l'avons discuté à la section 4.4.5.2.

À la figure 4.8, les scénarios sont ordonnés par ordre décroissant des émissions totales de SO_2 émises dans le domaine couvert par le MDAO (cf. tableau 4.1). Les concentrations ambiantes annuelles maximum de SO_2 baisseraient de $15,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, valeur du scénario de référence BASE89, lequel comprend la première génération de réduction des émissions de SO_2 (figure 4.8a), à $10,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, valeur du scénario réaliste NOX3P prévu pour 2020 (figure 4.8d), ou à $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, valeur du scénario hypothétique 75FCAP (figure 4.8f). À l'échelle du domaine d'application, les émissions annuelles de SO_2 du scénario 75FCAP sont plus faibles d'un facteur d'environ six par rapport aux émissions considérées dans le scénario de référence BASE89.

La concentration de SO_4^{2-} annuelle de l'air

Comme le SO_4^{2-} est principalement un polluant secondaire qui est issu de la transformation chimique du SO_2 au cours de son transport et de son mélange dans l'atmosphère, les valeurs des concentrations annuelles de SO_4^{2-} prévues de l'air près du sol, présentées à la figure 4.9, sont plus lissées que les valeurs de SO_2 présentées à la figure 4.8. La structure globale des concentrations de SO_4^{2-} de l'air reflète l'effet de lissage produit à l'échelle régionale des émissions de SO_2 qui sont dispersées et transformées chimiquement, ce qui fait que les plus grandes concentrations de SO_4^{2-} de l'air prévues se trouvent dans la région de la vallée de l'Ohio aux É.-U., où sont groupées des sources majeures de SO_2 (voir figure 4.5a). On prévoit que les concentrations annuelles ambiantes maximales de SO_4^{2-} diminueraient de plus de $5,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ selon le scénario BASE89 (figure 4.9a) à $2,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ selon le scénario NOX3P (figure 4.9d) et à $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ selon le scénario 75FCAP (figure 4.9f). Ces baisses prévues des concentrations ambiantes de SO_4^{2-} de l'air entraîneraient aussi la baisse des concentrations ambiantes de $\text{MP}_{2,5}$, car le SO_4^{2-} est reconnu pour être un constituant des $\text{MP}_{2,5}$ qui circulent dans l'est de l'Amérique du Nord (Brook et al., 1997; Vet et al., 2001; NARSTO, 2004).

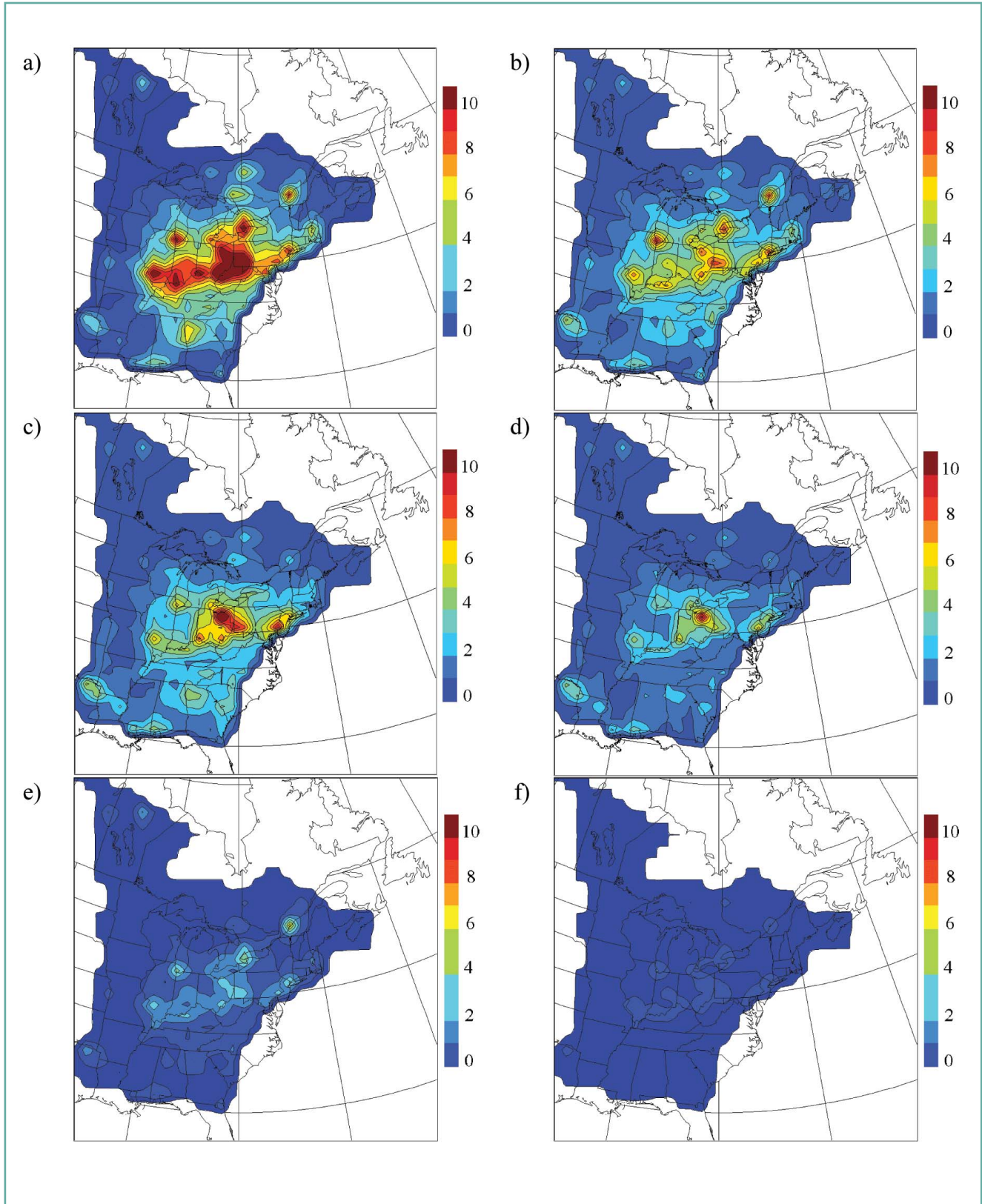


Figure 4.8. Patrons des concentrations de SO₂ annuelles ambiantes de l'air près de la surface du sol, exprimées en mg SO₂/m³, selon les scénarios MDAO a) BASE89, b) CCUSA2, c) NOX2B, d) NOX3P, e) PST2010F et f) 75FCAP.

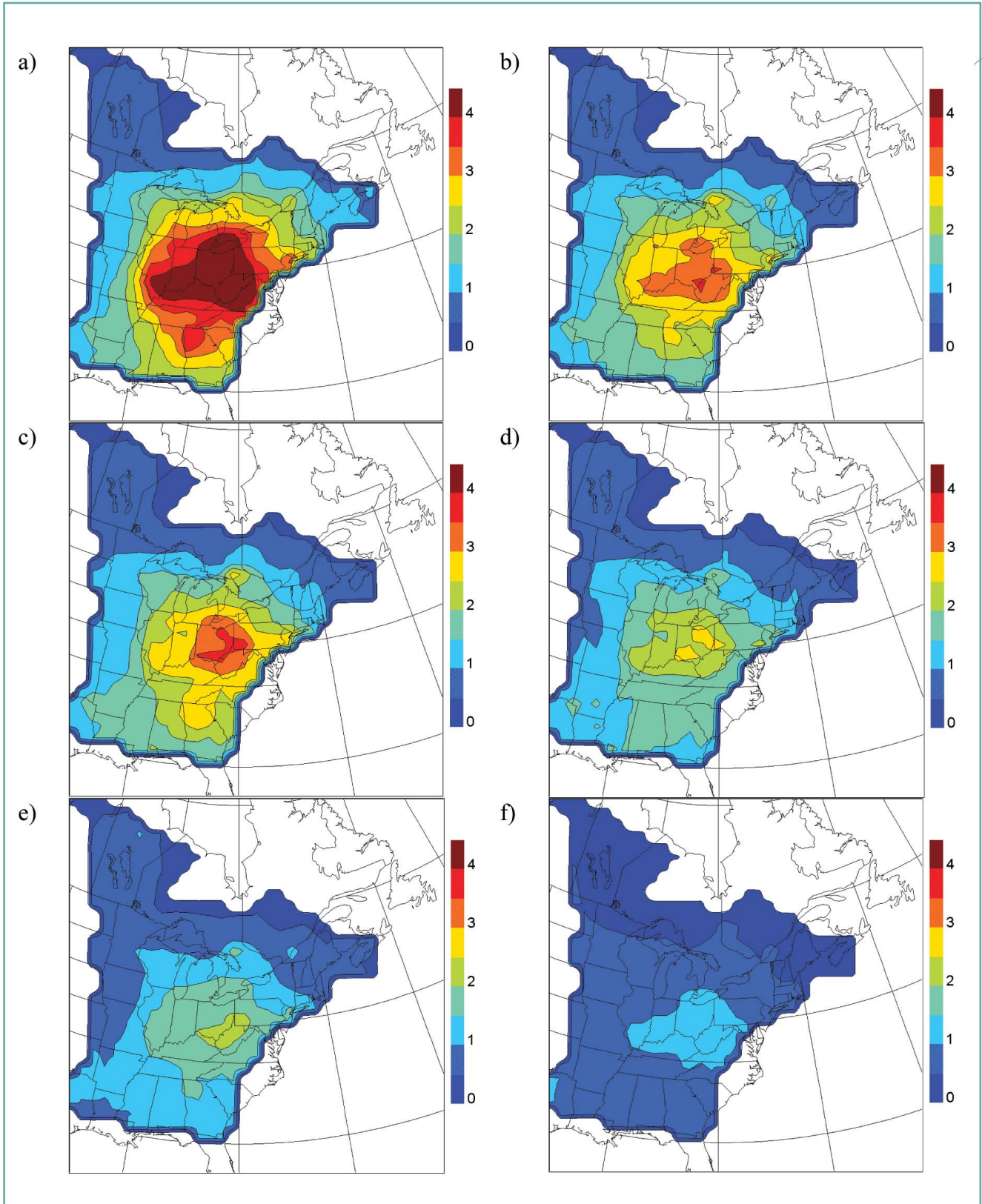


Figure 4.9. Patrons des concentrations de SO_2 annuelles ambiantes de l'air près de la surface du sol, exprimées en $\text{mg SO}_2/\text{m}^3$, selon les scénarios MDAO a) BASE89, b) CCUSA2, c) NOX2B, d) NOX3P, e) PST2010F et f) 75FCAP.

Les dépôts de SO_4^{2-} annuels

Les patrons annuels des dépôts humides étalonnés de SO_4^{2-} des six scénarios clés de SO_2 sont présentés à la figure 4.10. Encore une fois, les scénarios ont été ordonnés selon l'ordre décroissant des émissions totales de SO_2 émises dans le domaine du MDAO; les dépôts humides de SO_4^{2-} suivent étroitement le patron des réductions scénarisées. Par exemple, l'isoplèthe de 20 kg/ha/a, qui correspond au dépôt cible des années 1980 pour l'est du Canada, circonscrit la plus grande partie du sud de l'ON et du QC selon le scénario BASE89 (figure 10a), mais il disparaît avec les réductions des émissions de SO_2 venant du scénario NOX3P (figure 4.10d), lequel est basé sur les émissions de SO_2 et de NO_x les plus probables d'être produites en 2020. On peut noter également que l'isoplèthe de 10 kg/ha/a dans les Maritimes s'est déplacé vers l'ouest selon les six scénarios. Les dépôts humides de SO_4^{2-} annuels maximums passeraient de 38 kg SO_4^{2-} /ha/a selon le scénario BASE89 (figure 4.10a) à 19 kg/ha/a selon le scénario NOX3P (figure 4.10d) et à 11 kg/ha/a selon le scénario 75FCAP (figure 4.10f).

Les patrons globaux des concentrations de SO_4^{2-} de l'air présentés dans cette figure correspondent à ceux présentés à la figure 4.9. La correspondance, cependant, est moins bonne dans le quadrant sud-ouest. Rappelons que les prévisions résultantes des scénarios MDAO sur les concentrations de SO_4^{2-} annuelles de l'air, obtenues par groupement des épisodes, présentaient un biais vers le bas pour ce qui est du sud des É.-U., mais aucun biais pour l'est du Canada (Environment Canada, 1997a, p. 2-171).

Le dépassement de la charge critique de dépôts de SO_4^{2-}

La figure 4.11 est basée sur la figure 4.10. Elle montre où, sur le territoire de l'est du Canada, la charge critique de dépôts humides de SO_4^{2-} est dépassée selon les six scénarios clés du MDAO. La charge critique de dépôts de SO_4^{2-} dans l'est du Canada employée ici a été évaluée en 1990 (CCRS, 1990); des valeurs semblables de charges critiques ne sont pas disponibles pour les É.-U. On prévoit que les régions de l'est du Canada, où la charge critique est en voie d'être dépassée selon chacun des scénarios d'émissions, reçoivent des dépôts totaux de SO_4^{2-} plus élevés que ce que les processus naturels d'altération peuvent neutraliser. Les valeurs négatives de dépassement indiquent que les taux de dépôts atmosphériques sont plus faibles que la charge critique locale, autrement dit les dépôts acides additionnels que l'écosystème pourrait neutraliser.

Selon le scénario BASE89 (figure 4.11a), les charges critiques de dépôts humides de SO_4^{2-} seraient considérablement

dépassées dans la plus grande partie de l'est du Canada. Les réductions de plus en plus grandes des émissions de SO_2 envisagées dans les cinq autres scénarios clés se reflètent, dans cette figure, 1) soit dans la réduction des superficies où les charges critiques ne sont pas dépassées (c.-à-d. que les dépôts humides de SO_4^{2-} sont réduits sous la charge critique), 2) soit dans la réduction des valeurs de dépassements elles-mêmes. Par exemple, selon le scénario NOX3P, on prévoit que les dépôts humides de SO_4^{2-} dans les Maritimes et le sud-ouest de l'ON passeraient sous la charge critique, bien que le dépassement des charges critiques se poursuivrait encore le long du corridor allant du centre de l'ON au centre du QC.

Tel qu'il a été discuté auparavant (Environment Canada 1997a), les superficies des charges dépassées dans l'est du Canada peuvent être employées comme paramètre quantitatif de comparaison entre différents scénarios. On trouve au tableau 4.4 l'estimation de ce paramètre selon les 20 scénarios du MDAO de contrôle des émissions de SO_2 qui ont été testés jusqu'à maintenant. Les valeurs correspondant aux six scénarios clés du MDAO sont surlignées. Les superficies où la charge critique serait dépassée diminuent de façon monotone (c.-à-d. linéaire) dans ces six scénarios, ce qui est cohérent avec les patrons illustrés à la figure 4.11. La première génération de contrôle des émissions de SO_2 aurait eu pour effet de diminuer les superficies en cours de dépassement, pour les faire passer de $1,14 \times 10^6 \text{ km}^2$ (scénario BASE89) à $0,79 \times 10^6 \text{ km}^2$ (scénario CCUSA2). Avec le scénario NOX3P, on prévoit que les dépôts atteindraient les charges critiques en NÉ et à TN-Labrador; ils dépasseraient la charge critique d'une toute petite zone du NB; selon ce scénario, la superficie en état de dépassement se réduirait à $0,33 \times 10^6 \text{ km}^2$. Les données du tableau 4.4 sont aussi utiles pour différencier des scénarios très semblables. Par exemple, les émissions de SO_2 émises au QC selon les scénarios PST2010a et PST2010A diffèrent de seulement 54 Ktonnes/a, mais cette différence correspond à $10\,000 \text{ km}^2$ de superficies en cours de dépassement de ses charges critiques.

Notons que ces prévisions sur l'amélioration de la réduction des superficies de charges critiques dépassées peuvent se révéler trop optimistes pour deux raisons. La première est que les valeurs des charges critiques de l'est du Canada sont définies en termes de dépôts totaux de SO_4^{2-} , c.-à-d. autant des dépôts secs de SO_4^{2-} que des humides, tel que nous l'avons déjà discuté dans les évaluations de 1990 et de 1997. On ne possédait pas de mesures de dépôts secs de SO_4^{2-} à cette époque; on a donc supposé que les dépôts secs de SO_4^{2-} représentaient 15% des dépôts humides de SO_4^{2-} et ce, partout dans l'est du Canada, à l'exception des alentours de Sudbury,

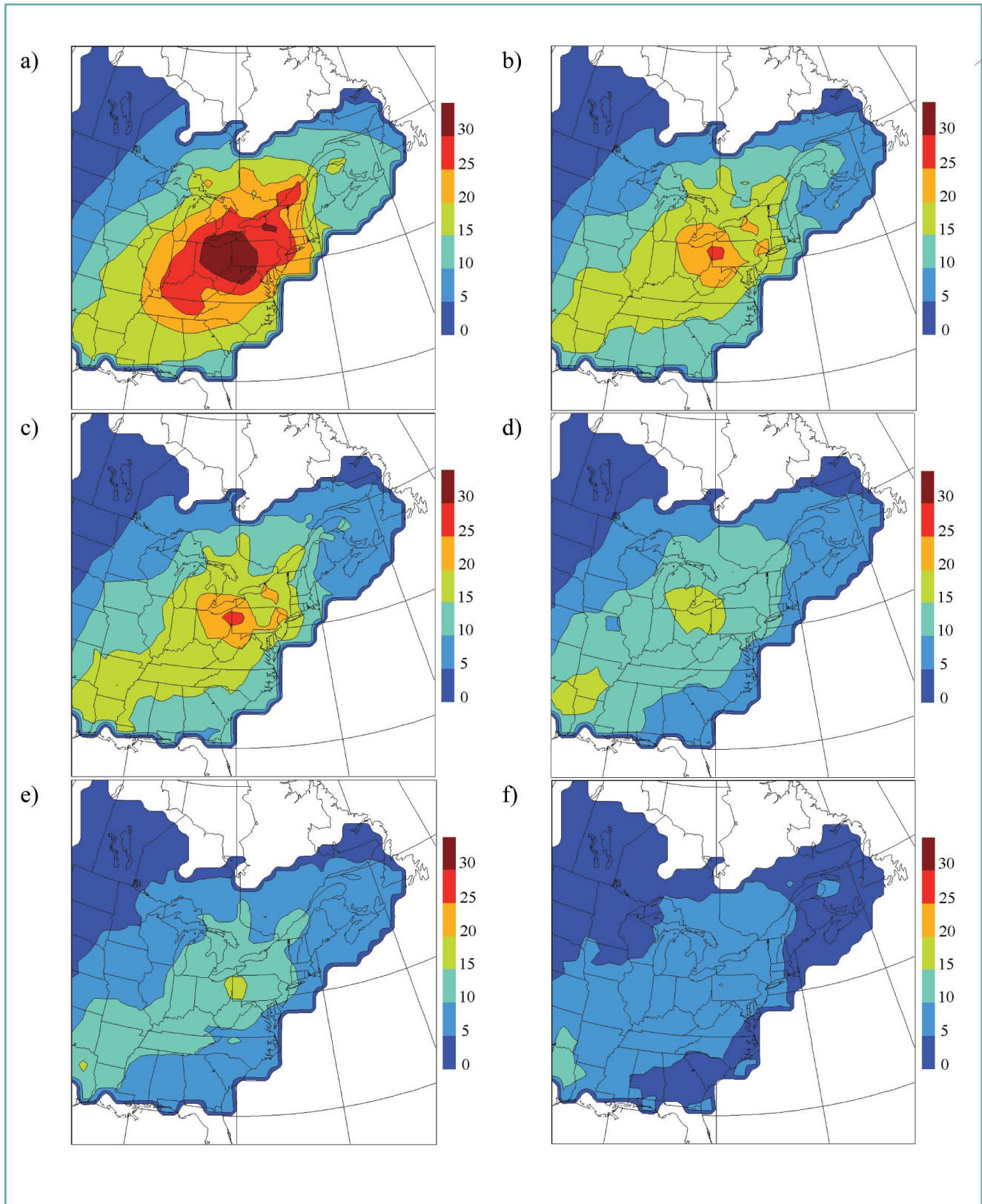


Figure 4.10. Patrons des dépôts humides de SO_4^{2-} annuels étalonnés, exprimés en $\text{kg SO}_4^{2-}/\text{ha/a}$, selon les scénarios MDAO a) BASE89, b) CCUSA2, c) NOX2B, d) NOX3P, e) PST2010F et f) 75FCAP.

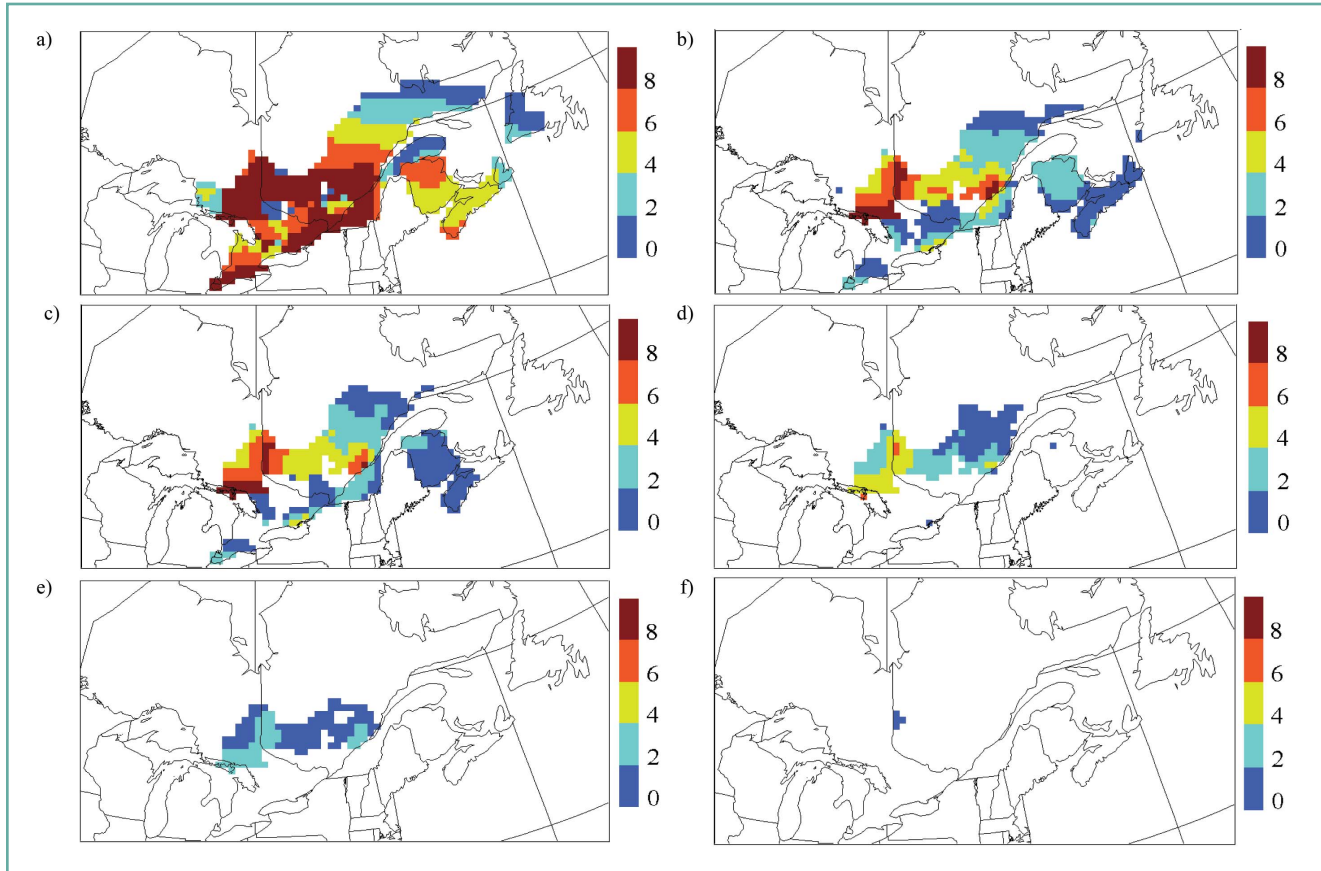


Figure 4.11. Dépassement de la charge critique annuelle de dépôts humides de SO_4^{2-} , exprimé en $\text{kg SO}_4^{2-}/\text{ha}/\text{a}$, selon les scénarios MDAO a) BASE89, b) CCUSA2, c) NOX2B, d) NOX3P, e) PST2010F et f) 75FCAP.

ON, où on y avait supposé que la fraction de dépôts secs représentait 25%. Or, tel que nous l'avons déjà présenté dans le chapitre 3, section 3.3.2.2 de la présente évaluation, les mesures récentes de dépôts de SO_4^{2-} laissent supposer que la contribution des dépôts secs de SO_4^{2-} aux dépôts totaux touchant l'est du Canada serait beaucoup plus importante, variant de 30% à 90% des dépôts humides de SO_4^{2-} . Lorsque la charge critique de dépôts de SO_4^{2-} est exprimée en termes de dépôts humides de SO_4^{2-} , celle-ci est estimée plus faible (c.-à-d. que le territoire serait plus sensible) que celle où l'on aurait supposé une contribution de seulement 15% de dépôts secs de SO_4^{2-} . La deuxième raison tient au fait que dans l'évaluation de 1997, seul l'impact des dépôts acides sur les charges critiques des écosystèmes aquatiques avait été considéré. Des charges critiques sont maintenant calculées pour les écosystèmes forestiers de l'est du Canada en termes de dépôts de SO_4^{2-} et de N (voir le chapitre 8). Il devient donc nécessaire de tenir compte également des dépôts de N dans l'évaluation de l'atteinte de la charge critique des écosystèmes forestiers.

Les résultats des scénarios clés concernant les espèces chimiques d'azote oxydées

Le MDAO peut aussi établir des prévisions sur les transformations et le piégeage des espèces d'azote, bien qu'il y a eu seulement les espèces du soufre qui ont été considérées dans le rapport d'évaluation de 1997. En fait, des modifications dans le cours des émissions de NO_x peuvent aussi influencer les concentrations et les dépôts atmosphériques de SO_2 et de SO_4^{2-} . Étant donné que les écosystèmes forestiers sont influencés autant par les dépôts de nitrate que de sulfate, quatre scénarios de réduction des émissions de NO_x ont été simulés à l'aide de MDAO (cf. section 4.5.2.1.2). Les prévisions de MDAO sur les espèces d'azote établies selon ces quatre scénarios sont présentées de la même manière que pour les scénarios de contrôle des émissions de SO_2 .

Tableau 4.4. Superficie de l'est du Canada par province où les dépôts humides de SO_4^{2-} dépassent la charge critique selon 20 scénarios MDAO de contrôle des émissions. Les six scénarios clés sont surlignés en jaune.

Scénario	Année nominale	Superficie (x 1 000 km ²)					
		Ontario	Québec	Nouveau-Brunswick	Nouvelle-Écosse	Terre-Neuve et Labrador	Est du Canada
BASE	1989	288	598	97	82	72	1136
CCONLY	1994	281	539	97	82	45	1043
CCUSA1	1997	267	447	100	82	14	911
CCUSA2	2010	204	406	95	82	4	791
5CONLY	2030	166	358	95	70	0	689
25FCAP	2030	107	313	89	16	0	526
T5CUS2	2030	95	174	0	0	0	268
5CCUS2	2030	93	129	0	0	0	222
75FCAP	2030	5	2	0	0	0	7
PST2010A	2030	95	147	0	0	0	242
PST2010B	2030	93	120	0	0	0	213
PST2010C	2030	93	138	9	0	0	240
PST2010D	2030	93	163	16	0	0	272
PST2010E	2030	79	59	0	0	0	138
PST2010F	2030	93	154	0	0	0	247
PST2010a	2030	95	157	0	0	0	252
PST2010b	2030	95	141	0	0	0	236
HLFO	2030	204	399	95	82	0	780
NOX2B	2020	175	374	95	39	0	684
NOX3P	2020	97	227	2	0	0	326

La concentration de NO_x annuelle de l'air

On présente à la figure 4.12 les patrons des concentrations de NO_x annuelles de l'air près du sol résultant des quatre scénarios de contrôle des émissions de NO_x . Notons que les NO_x comprennent le NO et le NO_2 ; les NO_x de la figure ont été obtenus par l'addition des concentrations de NO exprimées en unités de masse de NO_2 et des concentrations de NO_2 . Comme la figure 4.8, la figure 4.12 montre des patrons bien structurés, vu que le NO_x , comme le SO_2 , est un polluant primaire. Cependant, les émissions de NO_x diffèrent en ceci qu'elles sont relativement plus importantes que les émissions de SO_2 dans les centres urbains, le secteur des transports représentant une source émettrice très importante de NO_x . Ce secteur est associé aux agglomérations, tandis que les centrales thermiques alimentées au charbon et les fonderies de métaux non ferreux du secteur de production de l'énergie – qui représentent la principale source de SO_2 – sont souvent situées à l'extérieur des villes. Soulignons l'importance de la vallée de la rivière Ohio en cette matière tel que le montrent les figures 4.8b et 4.12a (scénario CCUSA2).

Les agglomérations urbaines identifiables à la figure 4.12a comprennent Minneapolis-St-Paul, Chicago, Détroit, Cleveland, Toronto, Montréal, Kansas City, St-Louis, Cincinnati, le corridor Washington-Boston, Dallas-Fort Worth et Atlanta.

Les scénarios présentés à la figure 4.12 ont été ordonnés par ordre décroissant des émissions totales de NO_x émises dans le domaine du MDAO (cf. tableau 4.2). Les émissions totales de NO_x du domaine se trouvent réduites de 32% lorsque l'on passe du scénario CCUSA2 au scénario NOX3P. On constate que la concentration de NO_x ambiante annuelle maximale passerait de $21,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (scénario CCUSA2, figure 4.12a) à $12,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (scénario NOX3P, figure 4.12d).

La concentration annuelle de t- NO_3 de l'air

Contrairement au sulfate, qui favorise la formation de particules, le nitrate peut coexister dans l'atmosphère à la fois sous forme gazeuse (acide nitrique ou HNO_3) et sous forme de particule (p- NO_3). Dans son processus de modélisation,

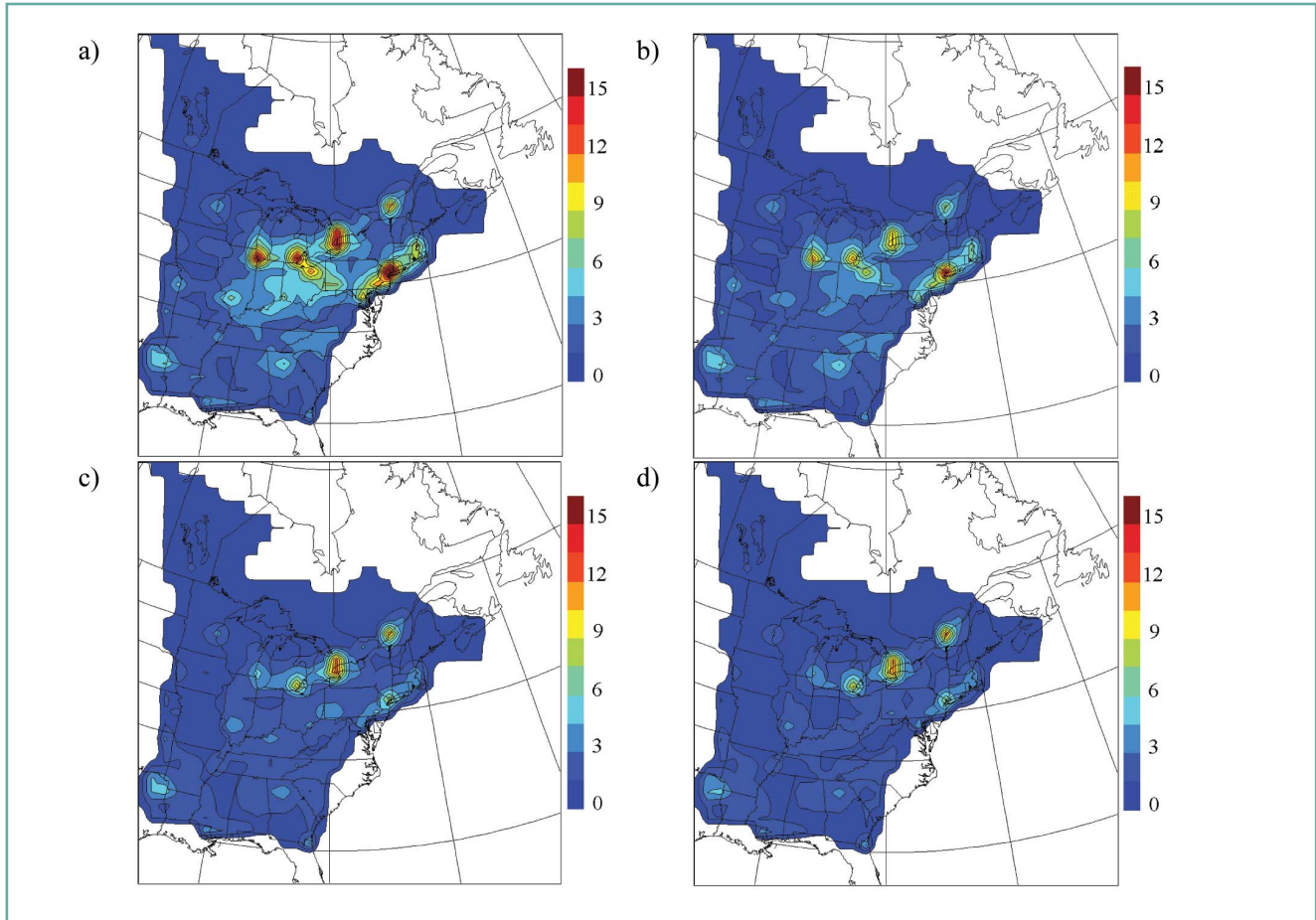


Figure 4.12. Patrons des concentrations de NO_x de l'air ambiant près de la surface, exprimées en $\text{mg NO}_2/\text{m}^3$, selon les scénarios MDAO a) CCUSA2, b) NOXSCEN, c) NOX2B et d) NOX3P.

MDAO est en mesure de sommer ces deux phases pour estimer le nitrate total inorganique (t-NO_3). Les concentrations de t-NO_3 ambiantes annuelles près du sol de quatre scénarios MDAO de contrôle des émissions sont présentées à la figure 4.13. Les patrons des concentrations y sont plus lissés que ceux discernables à la figure 4.12, car le t-NO_3 , comme le SO_4^{2-} , est un polluant secondaire (cf. figures 4.8 et 4.9). La concentration de t-NO_3 maximum prévue dans l'air varie de $3,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ avec le scénario CCUSA2 (figure 4.13a) à $3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ avec le scénario NOX3P (figure 4.13d).

Les dépôts humides de t-NO_3 annuels

Les patrons des dépôts humides de t-NO_3 annuels étalonnés des quatre scénarios de réduction des émissions de NO_x sont présentés à la figure 4.14. Les scénarios présentés ont été ordonnés dans l'ordre décroissant des émissions totales de NO_x émises dans le domaine du MDAO; les dépôts humides

de t-NO_3 suivent comme prévu les réductions scénarisées. Par exemple, selon le scénario CCUSA2, l'isoplèthe $10 \text{ kg NO}_3^-/\text{ha/a}$ circonscrit la plus grande partie de l'est de l'Amérique du Nord (figure 4.14a), mais son périmètre rapetisse dans le scénario NOX3P, pour ne couvrir que le sud de l'ON et la région métropolitaine de Montréal (figure 4.14d). Les dépôts humides de NO_3^- maximums prévus varient de plus de $20 \text{ kg NO}_3^-/\text{ha/a}$ avec le scénario CCUSA2 (figure 4.14a) à $15 \text{ kg NO}_3^-/\text{ha/a}$ avec le scénario NOX3P (figure 4.14d). Il faut surtout porter attention au scénario NOX3P, car il est basé sur les quantités d'émissions de SO_2 et de NO_x les plus probables d'être atteintes en 2020.

Les patrons globaux des concentrations de t-NO_3 de l'air présentés à la figure 4.14 sont semblables à ceux illustrés à la figure 4.13. Comme l'ont montré les comparaisons entre les concentrations de NO_x et de SO_2 de l'air (figures 4.12 et 4.8)

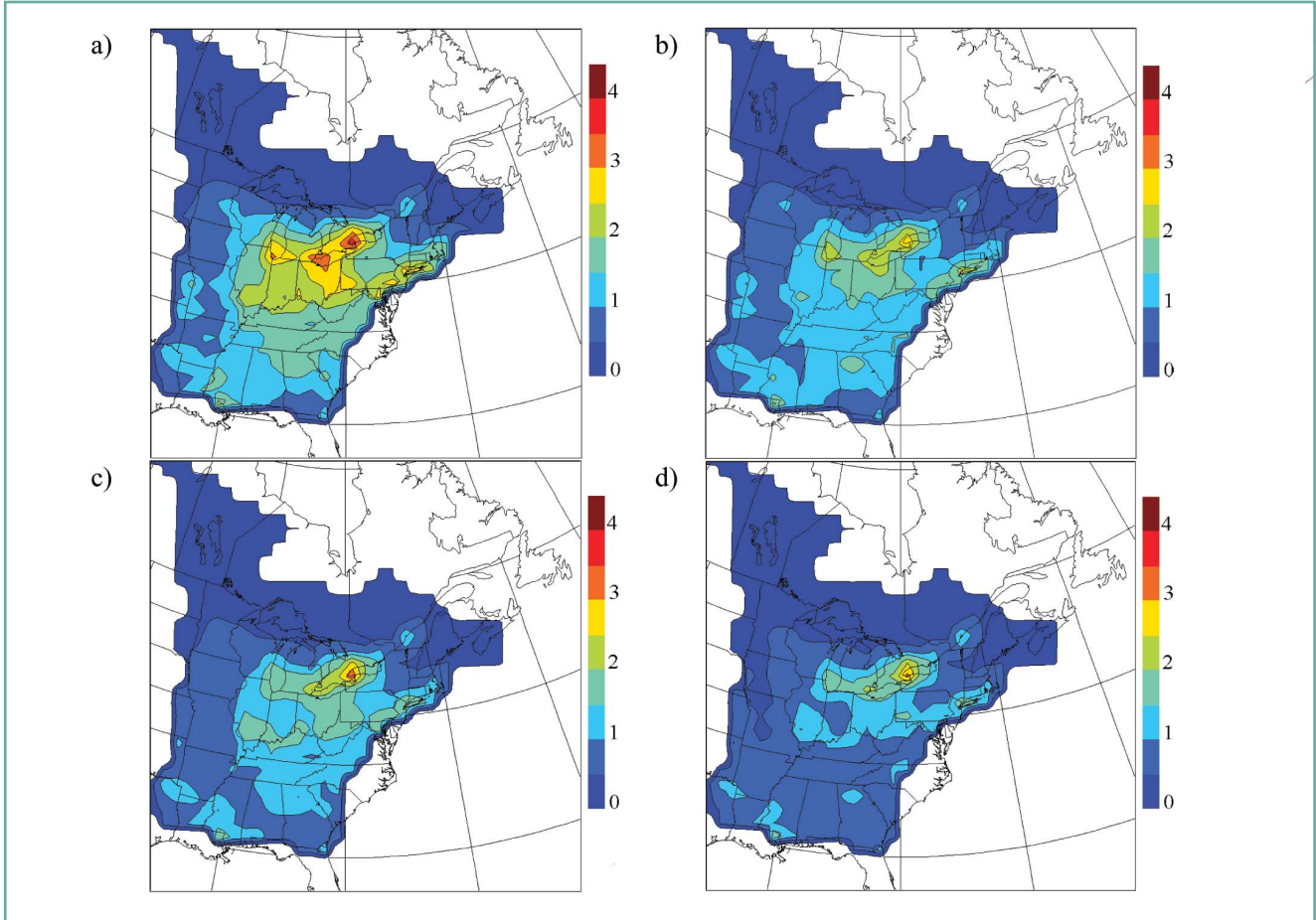


Figure 4.13. Patrons des concentrations de t-NO₃ de l'air ambiant près de la surface exprimées en mg NO₃⁻/m³, selon les scénarios MDAO a) CCUSA2, b) NOXSCEN, c) NOX2B et d) NOX3P.

et entre les concentrations de NO₃ et de SO₄²⁻ de l'air (figures 4.13 et 4.9), les dépôts humides de NO₃⁻ maximums sont principalement localisés au nord des dépôts humides maximums de SO₄²⁻, les premiers étant situés dans le sud de l'ON et les seconds, à la frontière Ohio-Pennsylvanie au sud du lac Érié. Ces patrons sont cohérents avec le foyer des émissions de NO_x, qui est situé plus au nord que celui des émissions de SO₂ (voir la figure 4.5).

Les dépôts humides annuels d'acidité effective résultant des scénarios clés

Les dépôts humides annuels de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ prévus par MDAO d'après les scénarios clés ont été combinés pour le calcul des dépôts d'acidité effective, où l'acidité effective se trouve être donnée par la somme des dépôts de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ que l'on exprime en équivalents H⁺/ha/a. Cette variable

est présentée à la figure 4.15 pour les scénarios BASE89, CCUSA2, NOX2B et NOX3P. On a employé des facteurs de multiplication de 20,83 (=1000/(96/2)) et de 16,13 (=1000/62) pour la conversion des dépôts de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ de kg/ha/a en éq/ha/a. Les réductions des émissions combinées de SO₂ et de NO_x envisagées dans les trois scénarios de réduction ont produit des patrons d'acidité effective très distincts les uns des autres. Comparée avec l'acidité effective du scénario CCUSA2, l'acidité effective du scénario NOX3P diminuerait d'au moins 30% dans la plus grande partie de l'est de l'Amérique du Nord (WxPrime Corp., 2004). Selon le scénario NOX3P, les dépôts annuels maximums tombant sur Détroit équivaldraient à 550 éq/ha/a. Le lecteur est invité à comparer ce résultat avec le résultat donné sur la charge critique minimum de sulfate et de N de ≤ 500 éq/ha/a des écosystèmes forestiers présenté au chapitre 8.

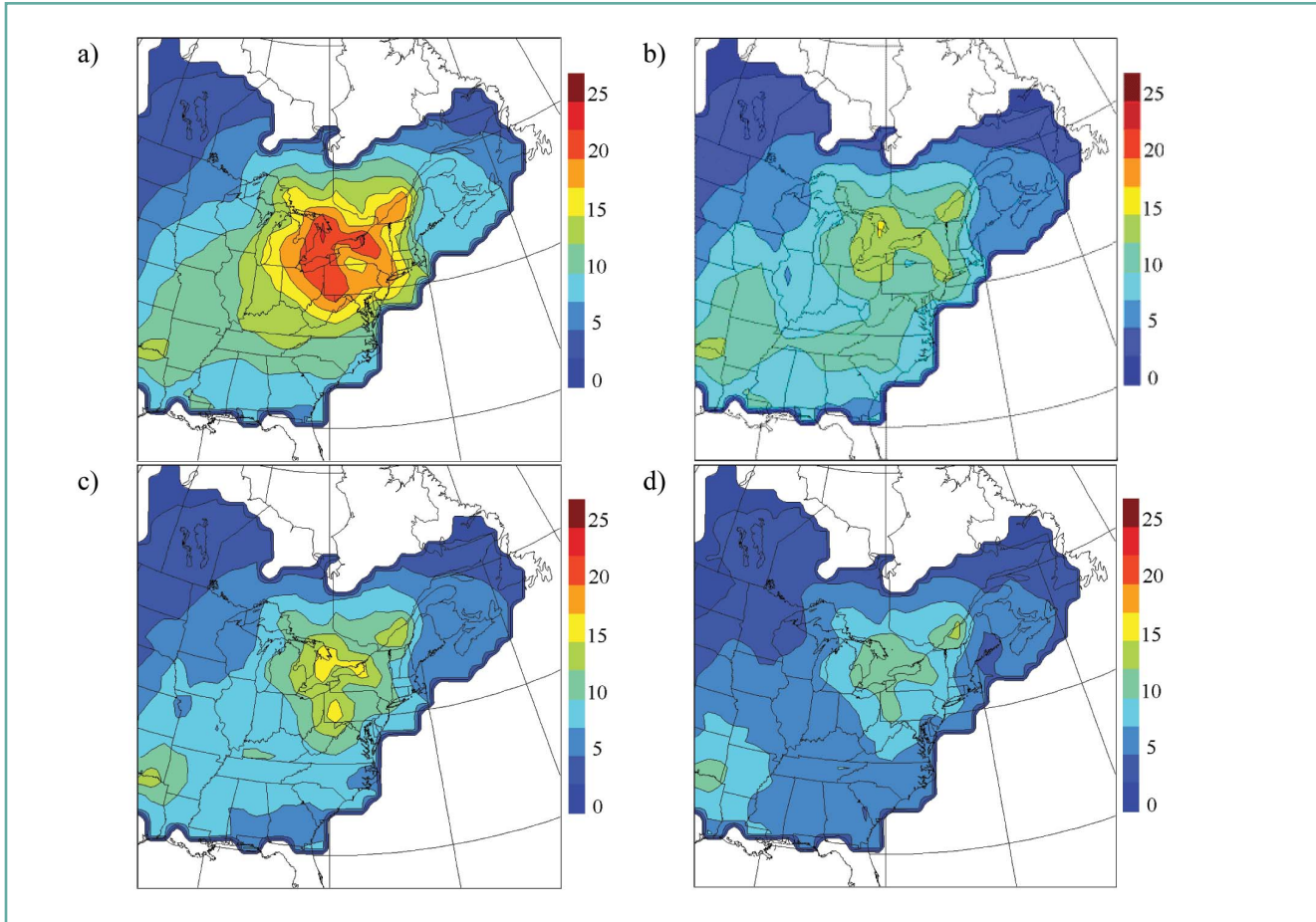


Figure 4.14. Patrons des dépôts humides de NO_3^- annuels étalonés, exprimés en $\text{kg NO}_3^-/\text{ha/a}$, selon les scénarios MDAO a) CCUSA2, b) NOXSCEN, c) NOX2B et d) NOX3P.

4.5.2.1.4 Analyses supplémentaires des simulations MDAO

L'influence de différentes régions sources

En comparant entre eux les quelque 20 scénarios du MDAO de contrôle des émissions de SO_2 (voir le tableau 4.1), il est possible d'inférer les relations sources-récepteurs de certaines régions sources. Au tableau 4.5, on présente six paires de scénarios qui ont pour seule différence la provenance des émissions de SO_2 , soit d'une région source, soit d'un secteur particulier. Pour chaque paire de scénario comparée, la différence entre les quantités de concentrations projetées, comme les concentrations de SO_4^{2-} annuelles de l'air, viendrait dans ce cas-ci des émissions de SO_2 d'une seule région source à la fois, ce qui rend possible l'évaluation de sa contribution ou de son influence propre. Trois des six paires de scénarios présentées au tableau 4.5 ne concernent que des sources uniquement canadiennes, deux que des sources

uniquement américaines et un scénario se rapporte aux régions sources des deux pays. Le dépôt humide de SO_4^{2-} annuel est le paramètre qui a été choisi pour présenter les comparaisons, en raison de son importance dans l'évaluation des charges critiques.

Il est important de souligner que dans cet exercice de comparaison, on a implicitement supposé que la chimie du soufre évoluait de façon linéaire dans l'atmosphère, du moins sur une base annuelle, c.-à-d. qu'en réduisant les émissions de soufre d'un certain pourcentage d'émissions, les concentrations et dépôts de soufre diminuent d'un même pourcentage (si le pourcentage de réduction des émissions de SO_2 n'est pas uniforme géographiquement, alors la répartition des pourcentages de réduction des concentrations et des dépôts de soufre ne sera pas uniforme non plus). Selon certaines études, l'hypothèse selon laquelle l'évolution de la chimie du soufre serait linéaire apparaît raisonnable pour l'est

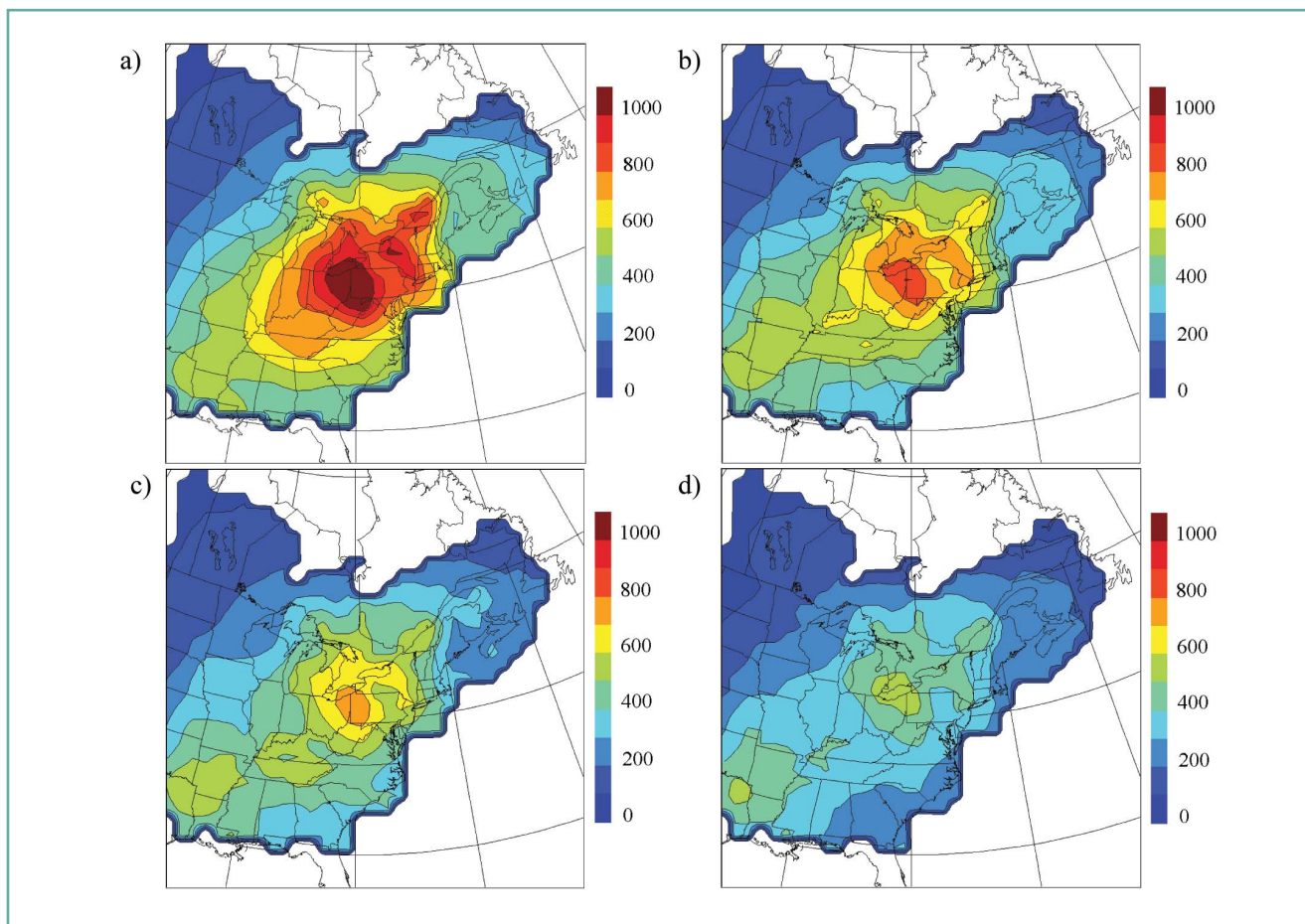


Figure 4.15. Patrons des dépôts d'acidité effective annuels, exprimés en eq/ha/a , selon les scénarios MDAO a) BASE89, b) CCUSA2, c) NOX2B et d) NOX3P.

Tableau 4.5. Sommaire de paires choisies de scénarios MDAO de contrôle des émissions de SO_2 utiles pour déterminer la contribution des différentes sources et leurs principales différences.

N°	Paire de scénarios	Différence	Région source ciblée
1	CCUSA2 – 5CONLY	Dans le scénario 5CONLY, les sources canadiennes de la ZGOS sont réduites de 50% par rapport au scénario CCUSA2, mais les émissions des sources américaines demeurent inchangées.	Toutes les sources canadiennes de la ZGOS
2	CCUSA2 – HLFO	Dans le scénario HLFO, les émissions de la combustion des mazouts lourds et légers dans les Maritimes, le Québec et l'Ontario.	Secteur du mazout lourd et léger au Canada (dans le domaine du MDAO)
3	PST2010a – PST2010A	Les émissions au Québec sont réduites de 34% dans le scénario PST2010a et de 45% dans le scénario PST2010A.	Québec
4	PST2010A – PST2010B	Les sources américaines sont réduites de 55% dans le scénario PST2010A et de 60% dans le scénario PST2010B.	Toutes les sources américaines (dans le domaine du MDAO)
5	PST2010D – PST2010E	Dans le scénario PST2010D, réductions de 60% dans seulement 20 états du NE des É.-U., mais dans le scénario PST2010E, toutes les sources d'émissions des É.-U. sont réduites de 60%.	États du Sud-Est et du Midwest des É.-U.
6	T5CUS2 – 5CCUS2	Dans le scénario T5CUS2, seulement les sources situées dans la ZGOS au Canada et dans 20 états du NE des É.-U. voient leurs émissions réduites de 50% par rapport au scénario CCUSA2. Dans le scénario 5CCUS2, toutes les sources voient leurs émissions réduites de 50%.	SK, MB, TN et les états du Sud-Est et du Midwest des É.-U.

de l'Amérique du Nord si le soufre est étudié sur une base saisonnière ou annuelle (Misra et al., 1989; Dennis et al., 1990). Les scénarios peuvent donc être additifs en raison de cette linéarité. L'une des conséquences dans le cas où l'on changerait les émissions de SO_2 d'un certain pourcentage est que l'on pourrait simplement multiplier les concentrations et dépôts résultants du MDAO par ce pourcentage au lieu de refaire l'exercice de simulation MDAO. Ce procédé permet de normaliser les différences entre les paires de scénarios et de comparer la contribution de différentes régions sources, compte tenu de pourcentages d'émissions différents. Il permet aussi l'élaboration de « pseudo-scénarios » sans besoin d'utiliser le modèle MDAO.

Il faut souligner que le postulat selon lequel la chimie du soufre évolue de façon linéaire tient moins si les émissions de NO_x ou de COV subissent des modifications en même temps que celles de SO_2 . Le fait est que les émissions de NO_x ou de COV peuvent modifier la capacité oxydante de l'atmosphère, qui en retour contrôle le taux de conversion du SO_2 en SO_4^{2-} (Stockwell et al., 1988; Stein et Lamb, 2002). Cependant, dans le cas des 20 scénarios présentés dans le tableau 4.1, on a supposé les émissions de COV constantes, à l'exception du scénario 5CONLY; dans trois scénarios (NOXSCEN, NOX2B et NOX3P), on a considéré qu'il y avait eu changement simultané des émissions de SO_2 et de NO_x .

Les réductions des émissions à l'intérieur du Canada

Des réductions uniformes dans l'est du Canada

Les scénarios de la première paire apparaissant à liste du tableau 4.5 diffèrent uniquement entre eux par les quantités d'émissions de SO_2 censées être réduites dans l'est du Canada. Tel qu'on l'a décrit à la section 4.5.2.1.1.S8, les réductions envisagées des émissions de SO_2 du scénario 5CONLY concernent uniquement la ZGOS de l'est du Canada (voir les figures 4.4a et 4.6a) par rapport au scénario CCUSA2. Cette réduction atteint 50% par rapport aux limites provinciales du PLCPA de 1985, ce qui correspond à 619 Ktonnes/a, ou à 32% des émissions de SO_2 dans la partie canadienne du domaine d'application du MDAO par rapport au scénario CCUSA2. La réduction dans le domaine entier, cependant, n'est que de 4%.

Réduire les émissions de SO_2 génère dans le scénario 5CONLY des valeurs des variables liées au soufre toutes plus faibles que dans le scénario CCUSA2. Les différences réelles et celles exprimées en pourcentage entre ces deux scénarios, en termes de dépôts humides de SO_4^{2-} annuels, sont présentées à la figure 4.16. Notons que nous avons convenu de toujours soustraire le résultat du scénario MDAO caractérisé par les plus faibles émissions globales de SO_2 de celui qui en a les plus grandes. La différence entre les résultats tend ainsi à être surtout positive, signifiant que les dépôts humides de SO_4^{2-} annuels estimés par MDAO ont été réduits. Les contours de couleur chaude des figures indiquent

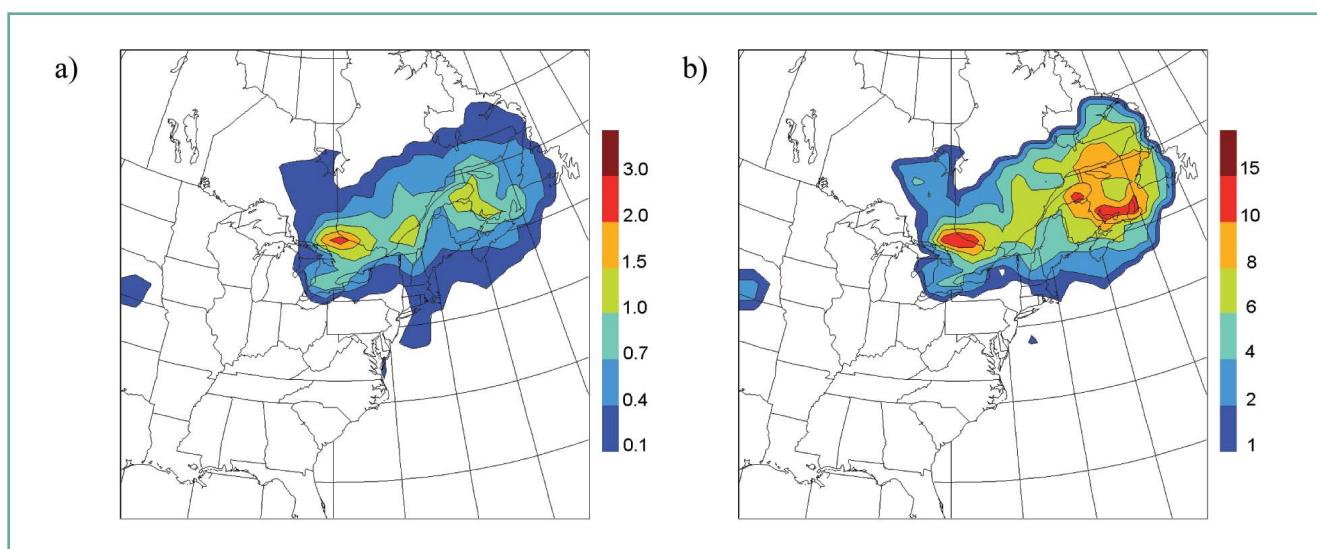


Figure 4.16. Différence entre les prévisions de dépôts humides de SO_4^{2-} annuels (exprimées en $\text{kg SO}_4^{2-}/\text{ha/a}$) résultant des scénarios CCUSA2 et 5CONLY MDAO de contrôle des émissions de SO_2 : a) différence réelle et b) différence en pourcentage. Les valeurs dans le graphique (b) ont été calculées selon la formule $(\text{CCUSA2} - 5\text{CONLY})/\text{CCUSA2}$. La différence d'émissions annuelles canadiennes de SO_2 entre les deux scénarios est de 619 Ktonnes/a, ou 32% des émissions du scénario CCUSA2.



des différences importantes positives (fortes réductions), tandis que les couleurs froides indiquent des valeurs faiblement positives ou même négatives (augmentations).

La plus grande réduction modélisée des dépôts humides de SO_4^{2-} annuels se trouve en ON et au QC (figure 4.16), les deux provinces produisant les plus grandes quantités d'émissions de SO_2 dans l'est du Canada (figure 4.5a). Dans ce territoire canadien, les réductions sont de l'ordre de 0 à 3 $\text{kg SO}_4^{2-}/\text{ha/a}$; en termes de pourcentage, elles se situent dans l'ordre de 0 à 25%, les différences les plus importantes étant situées le long du corridor Sudbury, ON, – Rouyn, QC. Des réductions surviendraient aussi dans le nord-est des É.-U. à la suite de contrôle des émissions canadiennes, mais elles atteindraient tout au plus 5%. Des résultats semblables ont été obtenus avec des scénarios similaires du modèle eulérien des dépôts acides de l'U.S. EPA, le modèle RADM (voir Dennis et al., 1990, p. 25).

Le secteur des sources isolées – la combustion des huiles lourdes et légères du mazout

Les scénarios de la seconde paire apparaissant à liste du tableau 4.5 permettent d'évaluer l'effet de la réduction d'émissions d'un secteur source canadien. Le scénario HLFO (voir la section 4.5.2.1.1.S16) diffère uniquement du scénario CCUSA2 par la réduction des émissions de SO_2 des sources canadiennes de combustion des huiles lourdes et légères du mazout. Bien que cette réduction ne se traduise qu'en une petite réduction des émissions de SO_2 provenant de l'ON et

du QC, tel que le montre la figure 4.6d, les plus grands utilisateurs du mazout au Canada sont les provinces de l'Atlantique; les plus grandes réductions des émissions de SO_2 se produisent donc dans ces provinces. En 1999, la combustion du mazout a contribué à produire 327 Ktonnes d'émissions de SO_2 au Canada; cependant, dans le scénario HLFO, ces émissions sont réduites de 180 Ktonnes/a, ce qui correspond à une réduction de 9% des émissions de SO_2 dans la partie canadienne du domaine d'application du MDAO, par rapport au scénario CCUSA2 (et à une réduction de 1% dans l'ensemble).

Les différences absolues et en pourcentage, entre les dépôts humides de SO_4^{2-} annuels générés par le scénario CCUSA2 et ces mêmes dépôts générés par le scénario HLFO, sont présentées à la figure 4.17. Les réductions dans l'est du Canada sont de l'ordre de 0,0 à 0,75 $\text{kg SO}_4^{2-}/\text{ha/a}$ et, exprimées en termes de pourcentage, de 0 à 8%, les plus grandes réductions des dépôts produits étant centrées dans les provinces de l'Atlantique. Par ailleurs, on prévoit que l'ON et le QC tireraient très peu d'avantages des réductions d'émissions provenant du secteur de la combustion des huiles lourdes et légères du mazout.

Une province unique – le Québec

En comparant les deux scénarios de la troisième paire du tableau 4.5, on peut quantifier l'impact de la réduction de 11% des émissions de SO_2 en provenance du QC sur le reste de l'Amérique du Nord. Les scénarios PST2010A (section

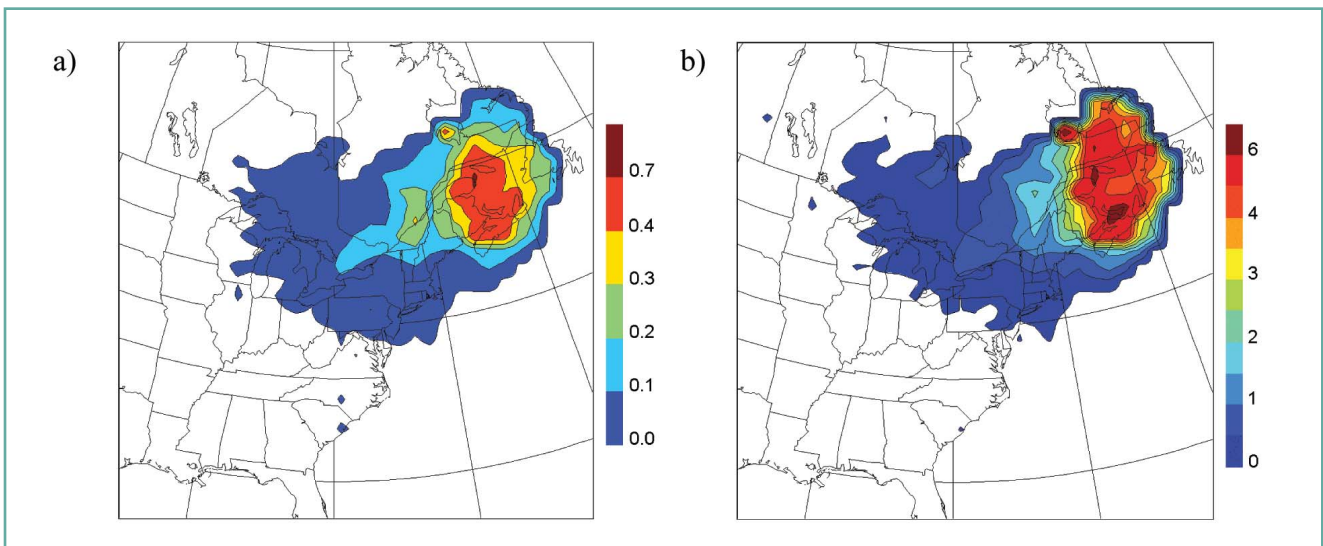


Figure 4.17. Différence entre les prévisions de dépôts humides de SO_4^{2-} annuels (exprimées en $\text{kg SO}_4^{2-}/\text{ha/a}$) résultant des scénarios CCUSA2 et HLFO MDAO de contrôle des émissions de SO_2 : a) différence réelle et b) différence en pourcentage. La différence d'émissions annuelles canadiennes de SO_2 entre les deux scénarios est de 180 Ktonnes/a, ou 9% des émissions de l'est du Canada par rapport à celles du scénario CCUSA2.

4.5.2.1.1.S10) et PST2010a (section 4.5.2.1.1.S11) ont à peu près les mêmes réductions d'émissions de SO₂ par rapport au scénario CCUSA2, à l'exception de la réduction de 45% d'émissions de SO₂ au QC envisagée dans le scénario PST2010A, tandis qu'elle est de 34% dans le scénario PST2010a. La différence absolue d'émissions de SO₂ entre ces deux scénarios est de 54 Ktonnes/a, ce qui constitue une faible quantité par rapport aux émissions totales de SO₂ envisagées dans le scénario PST2020A dans le domaine d'application du MDAO, qui sont de 7 214 Ktonnes/a (tableau 4.1).

Il nous est apparu aussi utile de relativiser les différences entre les dépôts humides de SO₄²⁻ annuels pour cette paire de scénarios concernant le QC, de manière à pouvoir les comparer avec les résultats des autres paires de scénarios. Si l'on suppose que la chimie du soufre évolue linéairement, multiplier les différences de dépôts humides de SO₄²⁻ annuels par un facteur de 5/11 équivaut à multiplier les différences d'émissions de SO₂ par le même facteur. Cela revient au même résultat que celui qui aurait été obtenu si les réductions d'émissions de SO₂ envisagées dans le scénario PST2010A avaient différé de celles du scénario PST2010a de seulement 5% plutôt que de 11%. Cela correspond pour le QC à une réduction des émissions de SO₂ de 25 Ktonnes/a plutôt que de 54 Ktonnes/a. Plus de détails sur cet étalonnage sont fournis ci-dessous à la section portant sur les pseudo-scénarios.

Les différences étalonnées exprimées en termes absolus et en pourcentage entre les dépôts humides de SO₄²⁻ annuels des scénarios PST2010a et PST2010A sont présentées à la figure 4.18. Les réductions dans l'est du Canada sont de l'ordre de 0 à 0,14 kg SO₄²⁻/ha/a et, en pourcentage, de 0 à 1,4%. Les réductions les plus importantes, exprimées en termes absolus, sont localisées dans les environs des régions sources majeures du QC, soit la fonderie Noranda Home à Rouyn (située au sud de la baie de James, près de la frontière entre le QC et l'ON) et la région métropolitaine de Montréal, entre autres. En pourcentage, les réductions les plus importantes se produiraient dans les environs de Rouyn et le long du fleuve Saint-Laurent. Ces comparaisons illustrent à quel point les juridictions émettrices tireraient avantage de leurs propres réductions puisque c'est près des sources elles-mêmes que l'impact des réductions se fait le plus sentir.

Les réductions des émissions de SO₂ uniquement à l'intérieur des É.-U.

D'après le tableau 4.1, on a scénarisé une gamme importante de réductions des émissions de SO₂ de la part des É.-U. Deux paires de scénarios MDAO de contrôle des émissions de SO₂ diffèrent seulement de par les quantités d'émissions de SO₂ qui y sont produites. En comparant ces scénarios, on peut évaluer l'impact que créeraient ces réductions sur le Canada.

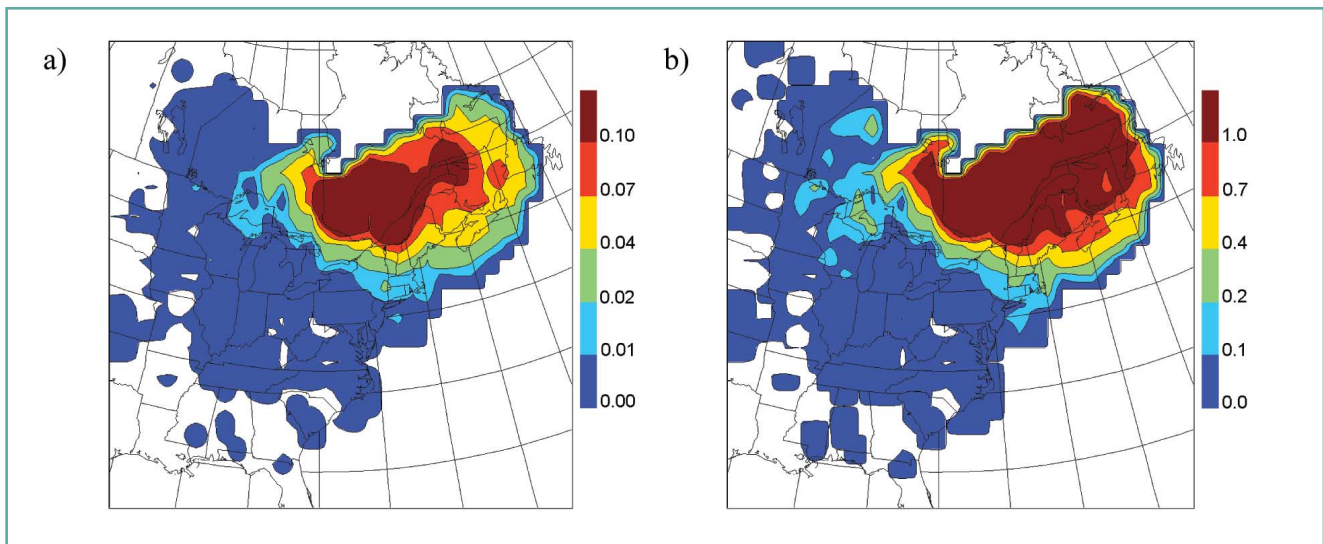


Figure 4.18. Différence entre les prévisions de dépôts humides de SO₄²⁻ annuels (exprimées en kg SO₄²⁻/ha/a) résultant des scénarios PST2010a et PST2010A MDAO de contrôle des émissions de SO₂: a) différence réelle et b) différence en pourcentage. Les valeurs dans les deux graphiques ont respectivement été calculées selon les formules (5/11) x (PST2010a — PST2010A) et (5/11) x (PST2010a — PST2010A)/PST2010a. La différence d'émissions annuelles canadiennes de SO₂ entre les deux scénarios est de 25 Ktonnes/a, ou 5% des émissions du Québec et 1,5% de celles du Canada par rapport à celles du scénario PST2010A.

Des réductions uniformes – le Midwest et l'est des É.-U.

Les scénarios PST2010A (section 4.5.2.1.1.S10) et PST2010B (section 4.5.2.1.1.S12) sont presque identiques, à l'exception des émissions de SO₂ des É.-U. qui se trouvent réduites de 55% dans le premier scénario par rapport au scénario CCUSA2, tandis qu'elles se trouvent réduites de 60% dans le second. La différence entre ces deux scénarios indique donc l'impact qu'aurait une réduction supplémentaire de 5% des émissions de SO₂ de la part des É.-U. par rapport aux quantités d'émissions censées être produites en 2010. La différence absolue entre ces deux scénarios est de 611 Ktonnes/a, équivalant à 37% des émissions canadiennes de SO₂ considérées dans ces deux scénarios (cette réduction étant virtuellement identique à la réduction des émissions canadiennes de SO₂ envisagée entre les scénarios CCUSA2 et 5CONLY).

Les différences relevées entre les dépôts humides de SO₄²⁻ annuels, exprimées en termes absolus et en pourcentage, des scénarios PST2010A et PST2010B sont présentées à la figure 4.19. D'après cette figure, la réduction projetée jusqu'en 2010 de 5% des émissions de SO₂ provenant des É.-U. par rapport au scénario CCUSA2 résulterait en une réduction de dépôts humides de SO₄²⁻ annuels de plus de 0,8 kg SO₄²⁻/ha/a dans le sud de l'ON et de 0,1 à 0,4 kg/ha/a dans les provinces de l'Atlantique, le centre du QC et de l'ON, ce qui correspondrait à une réduction de 1 à 4% dans l'est du Canada.

Il est aussi intéressant de comparer les résultats montrés à la figure 4.19 avec les résultats montrés aux figures 4.18 et 4.16. La figure 4.19 montre l'impact de réduire de 5% les émissions de SO₂ des É.-U., tandis que la figure 4.18 montre l'impact de réduire de 5% les émissions de SO₂ du QC. La réduction des émissions des É.-U. se traduirait au QC par une baisse de 1 à 5% des dépôts humides de SO₄²⁻ annuels, tandis que réduire les émissions au QC même n'entraînerait qu'une baisse de 0,2 à 0,4%, ce qui est de 4 à 5 fois plus faible. Cependant, les réductions absolues des émissions de SO₂ considérées dans les deux juridictions émettrices sont respectivement de 611 et de 25 Ktonnes/a, ce qui est d'environ 25 fois plus faible pour le QC. Cela signifie que l'impact des réductions des émissions de SO₂ serait plus grand au Canada qu'aux É.-U. en termes absolus, ce qui est cohérent avec notre prévision selon laquelle l'impact de la réduction des polluants serait plus important près des sources d'émissions et s'amoudrirait à mesure qu'on s'en éloigne. Cependant, cette prévision doit être pondérée selon l'ampleur des émissions, qui sont plus importantes aux É.-U. qu'au Canada.

La figure 4.16 montre l'impact d'une réduction de 619 Ktonnes/a des émissions de SO₂ dans l'est du Canada, tandis que la figure 4.19 l'impact d'une réduction de 611 Ktonnes SO₂/a dans la portion américaine du domaine d'application de MDAO. Les plus grandes réductions des dépôts humides de SO₄²⁻ annuels modélisées dans l'est du Canada, en termes

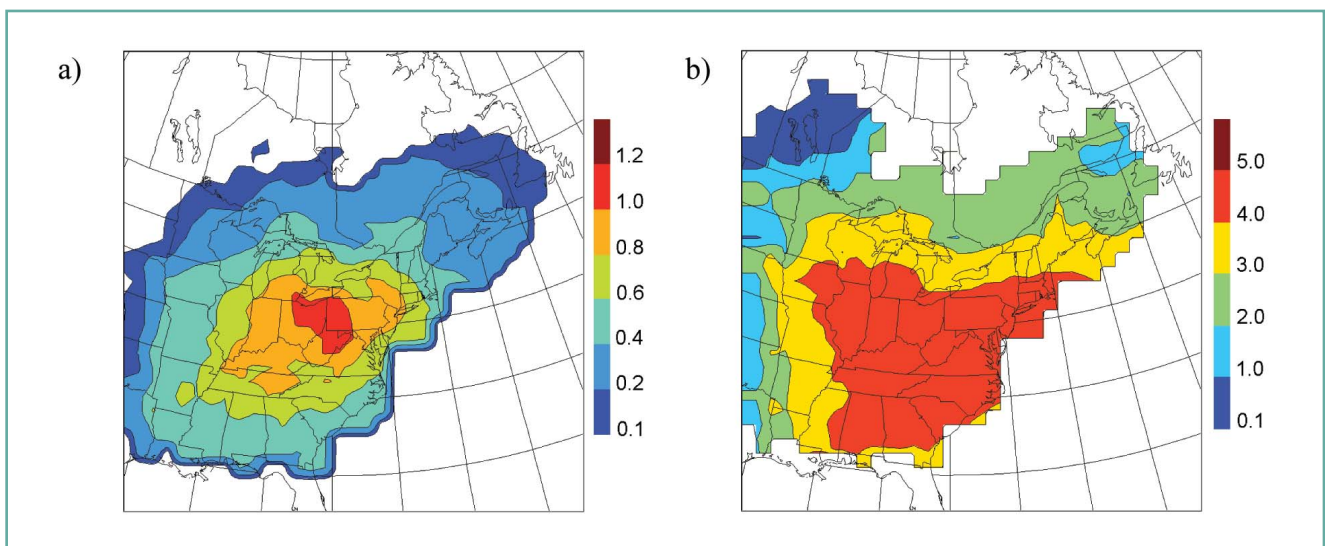


Figure 4.19. Différence entre les prévisions de dépôts humides de SO₄²⁻ annuels (exprimées en kg SO₄²⁻/ha/a) résultant des scénarios PST2010A et PST2010B MDAO de contrôle des émissions de SO₂: a) différence réelle et b) différence en pourcentage. Les valeurs dans le graphique (b) ont été calculées selon la formule (PST2010A — PST2010B)/CCUSA2. La différence d'émissions annuelles américaines de SO₂ entre les deux scénarios est de 611 Ktonnes/a, ou 5% des émissions des É.-U. par rapport à celles du scénario CCUSA2.

absolus et en pourcentage, sont de 3 kg SO₄²⁻/ha/a ou 20% (figure 4.16) et de 0,8 kg/ha/a ou 4% (figure 4.19), ce qui confirme encore une fois la conclusion selon laquelle les réductions des émissions de SO₂ envisagées dans l'est du Canada, exprimées en termes absolus, y auraient plus d'impact que n'en auraient des réductions semblables aux É.-U.

Des réductions ciblées – le Midwest et le sud des É.-U. seuls

Les scénarios PST2010D (section 4.5.2.1.1.S14) et PST2010E (section 4.5.2.1.1.S15) sont aussi presque identiques, à l'exception des territoires choisis pour la réduction de 60% des émissions de SO₂ par rapport au scénario CCUSA2: dans le scénario PST2010D, la réduction concerne seulement les 20 états du Nord-Est (figure 4.4b), alors que dans le scénario PST2010E la réduction concerne tous les états américains faisant partie du territoire couvert par le domaine d'application du MDAO. La différence entre ces deux scénarios vient donc de la contribution des sources d'émissions de SO₂ à l'extérieur des 20 états du Nord-Est, tel que l'illustre la figure 4.4b, soit les états du Sud et du Midwest américain. La différence absolue entre les deux scénarios est de 3 132 Ktonnes/a, une quantité qui équivaut à 32% des émissions totales de SO₂ affectant le domaine selon le scénario PST2010D et à près de deux fois la quantité d'émissions de SO₂ canadiennes considérées dans les deux scénarios.

Les différences que l'on observe dans les dépôts humides de SO₄²⁻ annuels, résultant de la modélisation de MDAO de ces deux scénarios, sont donc dues aux 60% de réduction des émissions produits par les états américains situés en dehors de la région des 20 états du Nord-Est. Si on divise par 12 les différences absolues et en pourcentage entre les dépôts humides de SO₄²⁻ annuels, on obtient la valeur de l'impact qu'aurait une réduction de 5% (60%/12) des émissions provenant des états du Sud et du Midwest. Cela nous permet donc de comparer l'impact d'une réduction de 5% des émissions de la part de ces états par rapport au scénario CCUSA2 avec l'impact que créerait 5% de réduction des émissions provenant de tous les états américains compris dans le domaine d'application du MDAO (figure 4.19).

Les différences absolues et en pourcentage observées entre les dépôts humides de SO₄²⁻ annuels résultant des scénarios PST2010D et PST2010E (après qu'ils ont été étalonnés d'un facteur de 1/12) sont présentées à la figure 4.20. Ces différences sont non seulement beaucoup plus faibles que celles présentées à la figure 4.19, mais elles sont aussi davantage déplacées vers le sud. Dans l'est du Canada, les réductions des dépôts humides annuels de SO₄²⁻ projetées varient de 0,1 à 0,2 kg/ha/a dans le sud de l'ON à 0,1 kg/ha/a dans les provinces de l'Atlantique, le centre du QC et de l'ON. L'interprétation de la figure 4.20b nous permet d'avancer que la réduction de 5% des émissions de SO₂ provenant des états américains très éloignés

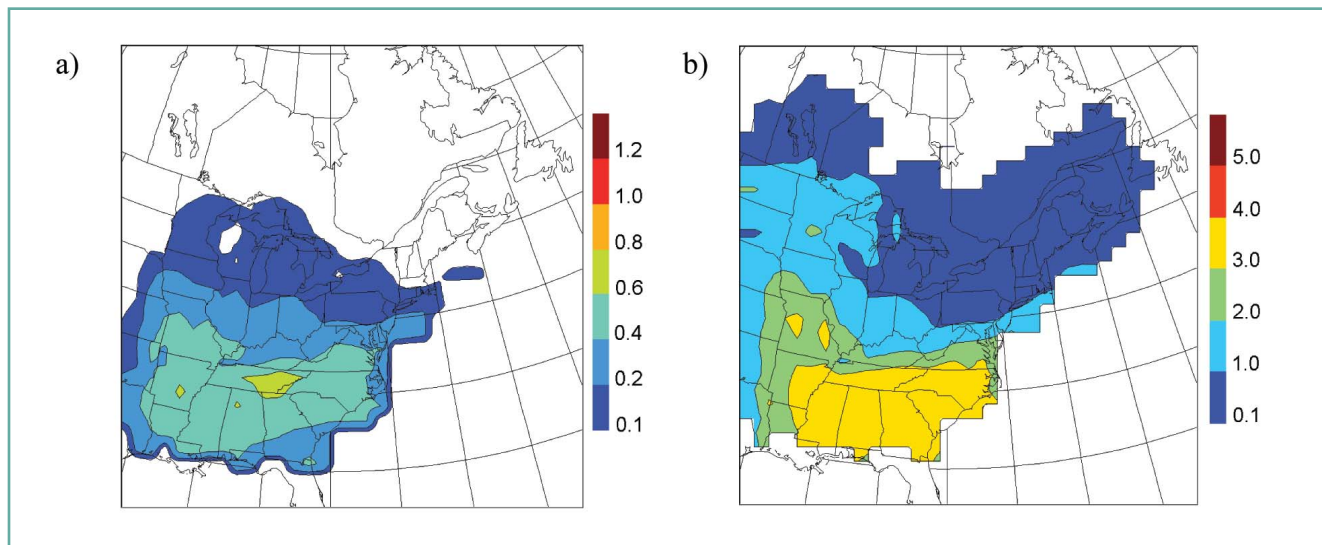


Figure 4.20. Différences entre les prévisions des dépôts humides de SO₄²⁻ annuels (exprimées en kg SO₄²⁻/ha/a) résultant des scénarios PST2010D et PST2010E MDAO de contrôle des émissions de SO₂: a) différence réelle et b) différence relative. Les valeurs dans les deux graphiques ont respectivement été calculées selon les formules (1/12) x (PST2010D - PST2010E) et (1/12) x (PST2010D - PST2010E)/CCUSA2. La différence d'émissions annuelles américaines de SO₂ entre les deux scénarios est de 261 Ktonnes/a, ou 2% des émissions des É.-U. par rapport à celles du scénario CCUSA2.



de l'est du Canada y entraînerait une baisse de moins de 1% des dépôts humides annuels de SO_4^{2-} par opposition à une baisse allant jusqu'à 4% dans le cas d'une réduction venant de tous les états américains (figure 4.19).

La contribution factuelle des émissions des É.-U. aux dépôts humides de SO_4^{2-} dans l'est du Canada se trouve corroborée par les différences observées entre les superficies où les charges critiques y sont dépassées, d'après les deux paires de scénarios comparés. Selon le tableau 4.4, cette différence observée entre les superficies de charges critiques excédées sur le territoire de l'est du Canada résultant des scénarios PST2010D et PST2010E est de 134 000 km^2 , ce qui reflète l'impact des réductions plus importantes des émissions de SO_2 aux É.-U. envisagées dans le deuxième scénario. La différence correspondante des scénarios PST2010A et PST2010B est de 29 000 km^2 ; par contre, la différence dans les émissions de SO_2 aux É.-U. est plus faible d'un facteur cinq pour cette paire de scénarios (voir le tableau 4.5).

Des réductions ciblées – le nord-est des É.-U. seul

On peut évaluer l'influence d'une réduction de 5% des émissions de SO_2 venant de la région délimitée par les 20 états du nord-est des É.-U. en établissant la différence entre les valeurs présentées aux figures 4.19 et 4.20. La différence sur tous les états américains couverts par le domaine du MDAO (figure 4.19) équivaudra à additionner les effets créés par la réduction des émissions provenant des 20 états du

Nord-Est (figure 4.21) et les effets créés par la réduction de 5% des émissions produites dans les autres états (figure 4.20). (Cette méthodologie est discutée plus en détail à la section suivante qui porte sur les pseudo-scénarios).

Notons aux figures 4.21 et 4.19 la ressemblance entre les parties canadiennes. D'après la figure 4.21a, 5% de réduction des émissions issues de la région du Nord-Est entraînerait dans le sud de l'ON une baisse des dépôts humides de SO_4^{2-} annuels de 0,4 à 0,8 kg/ha/a et de 0,1 à 0,4 kg/ha/a dans les provinces de l'Atlantique, le centre du OC et de l'ON. L'interprétation de la figure 4.21b nous permet d'avancer que cette réduction de 5% envisagée pour cette région des É.-U. entraînerait une baisse de 1 à 4% des dépôts humides annuels de SO_4^{2-} dans l'est du Canada. Par contraste, 5% réduction des émissions des états, autres que ceux du nord-est des É.-U., entraînerait une baisse des dépôts humides de SO_4^{2-} de moins de 0,2 kg/ha/a et moins de 1% (figure 4.20). Ainsi, pour un même pourcentage de réduction, la région des 20 états du nord-est des É.-U. aurait plus d'influence sur les quantités de dépôts humides de SO_4^{2-} que reçoit l'est du Canada que les autres états américains compris dans le domaine du MDAO.

Les réductions des émissions de SO_2 transfrontalières

Les scénarios T5CUS2 et 5CCUS2 forment la dernière paire du tableau 4.5. On envisage dans le scénario T5CUS2 des réductions qui totalisent 50% des émissions de deux régions

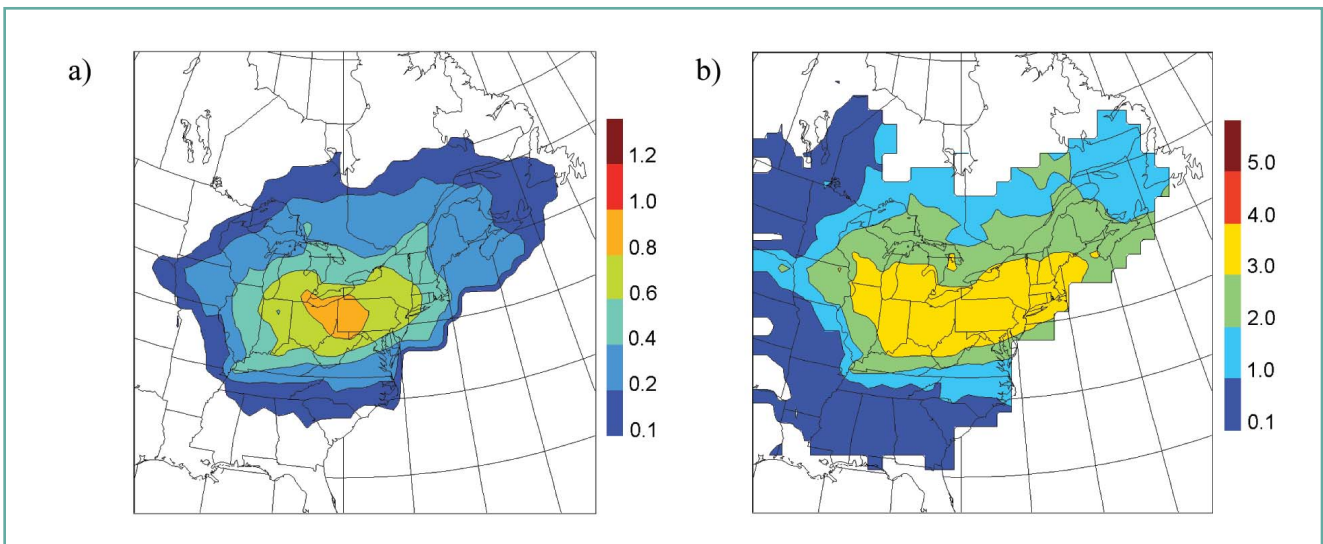


Figure 4.21. Représentation graphique de l'effet de 5% de réduction ciblée géographiquement des émissions de SO_2 des É.-U. (par rapport aux émissions scénarisées jusqu'en 2010 des 20 états du Nord-Est) sur les dépôts annuels humides de SO_4^{2-} prévus (exprimés en $\text{kg SO}_4^{2-}/\text{ha/a}$): a) en valeurs absolues et b) en pourcentage. Les valeurs dans les deux graphiques ont respectivement été calculées selon les formules $(\text{PST2010A} - \text{PST2010B}) - (1/12) \times (\text{PST2010D} - \text{PST2010E})$ et $(\text{PST2010A} - \text{PST2010B})/\text{CCUSA2} - (1/12) \times (\text{PST2010D} - \text{PST2010E})/\text{CCUSA2}$. La différence d'émissions annuelles américaines de SO_2 entre les deux scénarios est de 350 Ktonnes/a, ou 3% des émissions des É.-U. par rapport à celles du scénario CCUSA2.

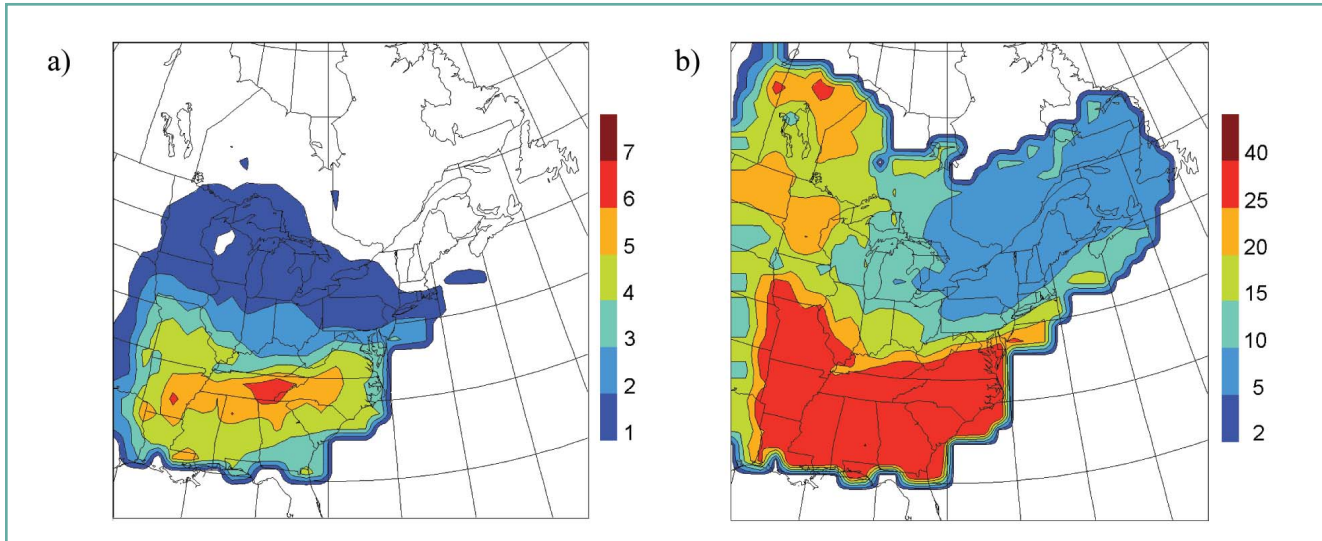


Figure 4.22. Différence entre les prévisions des dépôts humides de SO_4^{2-} annuels (exprimées en $\text{kg SO}_4^{2-}/\text{ha}/\text{a}$) résultant des scénarios T5CUS2 et 5CCUS2 MDAO de contrôle des émissions de SO_2 : a) différence réelle et b) différence en pourcentage. Les valeurs dans le graphique (b) ont été calculées selon la formule $(\text{T5CUS2} - 5\text{CCUS2})/\text{CCUSA2}$. La différence d'émissions annuelles américaines de SO_2 entre les deux scénarios est de 2 879 Ktonnes/a, ou 20% des émissions totales du scénario CCUSA2.

sources déjà présentées (de la ZGOS de l'est du Canada (cf. figure 4.16) et des 20 états du nord-est des É.-U. (cf. figure 4.21)), tandis que dans le scénario 5CCUS2 on envisage 50% de réduction uniforme des émissions du scénario CCUSA2. La différence entre ces deux scénarios devrait donc révéler la contribution respective des juridictions périphériques du domaine d'application du MDAO, c.-à-d. les provinces les plus à l'ouest et les plus à l'est (SK, MB, et TN-Labrador) ainsi que les états du Midwest et du sud des É.-U. On a déjà discuté de la contribution des états du Midwest et du Sud aux 5% de réduction des émissions du scénario CCUSA2 (figure 4.20); la différence observée entre les dépôts humides de SO_4^{2-} annuels des scénarios T5CUS2 et 5CCUS2 devrait donc être semblable, du point de vue qualitatif, à la réduction de 50% des émissions du scénario CCUSA2 (figure 4.22). C'est en effet le cas. Ces juridictions périphériques n'exerceraient donc qu'une influence mineure sur les dépôts humides de SO_4^{2-} dans l'est du Canada. Une réduction de 50% des émissions issues des juridictions périphériques n'entraînerait qu'une baisse des dépôts humides de SO_4^{2-} de moins de 1 $\text{kg}/\text{ha}/\text{a}$ en dehors de la région des Grands Lacs en ON et de moins de 10% dans le sud et le centre de l'ON, au QC et dans les Maritimes.

Les pseudo-scénarios

Les figures 4.19, 4.20 et 4.21 illustrent à quel point les émissions de SO_2 produites aux É.-U. contribuent de façon importante à la quantité de dépôts humides de SO_4^{2-} qui retombe au Canada. À l'aide de l'information tirée des trois

figures et de celle donnée au tableau 4.5, on peut en déduire des scénarios ou « pseudo-scénarios », supposant toujours que la chimie du soufre évolue de façon linéaire. Cela signifie que l'on peut déduire des quantités données d'émissions annuelles de SO_2 – et en étudiant l'impact – des quantités envisagées dans un scénario MDAO et des différences calculées entre les quantités d'émissions de deux scénarios (tableau 4.5). En fait, cette technique a déjà été employée pour l'établissement des figures 4.18 et 4.20. Dans ces figures, les différences observées entre les émissions de SO_2 et entre les dépôts humides de SO_4^{2-} annuels résultant de MDAO ont été normalisées de sorte qu'on a pu les comparer avec celles de la figure 4.19 d'une part et, d'autre part, produire la figure 4.21, laquelle représente simplement le résultat de la différence entre les quantités de ces dépôts présentés aux figures 4.19 et 4.20. L'avantage de produire de tels pseudo-scénarios est qu'on peut utiliser les prévisions résultant des scénarios MDAO sans à devoir refaire d'autres simulations. Plusieurs autres applications tirées de cette technique seront discutées plus loin dans cette section.

L'influence de la redistribution des réductions des émissions à l'intérieur des provinces

Tel qu'on peut le constater au tableau 4.1, les scénarios PST2010B (section 4.5.2.1.1.S12) et PST2010C (section 4.5.2.1.1.S13) sont plutôt semblables, nonobstant trois différences. Première différence: dans le scénario PST2010B, on envisage 45% des émissions de SO_2 produites au QC, alors



qu'il s'agit de 50% dans le scénario PST2010C. Deuxième différence: il y a 60% de réduction des émissions de SO₂ aux É.-U. envisagée dans le scénario PST2010B, tandis qu'elles ne le sont que de 50% dans le scénario PST2010C. Et troisième différence: dans le scénario PST2010B, les émissions de SO₂ produites en ON et au QC sont réduites sur une base uniforme, tandis que dans le scénario PST2010C, la réduction résulte de réductions suivant les différentes sources émettrices. Sans les deux premières différences, cependant, il serait impossible de comparer directement ces deux scénarios pour déterminer l'importance de la distribution spatiale des réductions des émissions à l'intérieur des provinces.

Afin de rendre plus comparables les prévisions données par ces scénarios, nous nous sommes servis des résultats des régions sources sur les concentrations et les dépôts présentés dans la section précédente. La figure 4.18 montre l'effet sur les dépôts humides de SO₄²⁻ du fait de réduire uniformément de 5% les émissions de SO₂ du QC. Si l'on combine les dépôts humides de SO₄²⁻ résultant de cette figure avec ceux du scénario PST2010B, nous obtenons la même prévision MDAO de dépôts humides de SO₄²⁻ que si on avait considéré 50% de réduction, plutôt que 45%, des émissions de SO₂ au QC. Nous avons ainsi créé un pseudo-scénario et avons établi les prévisions sans avoir eu à resoumettre une nouvelle scénarisation au MDAO. De façon algébrique, ce pseudo-scénario se présente comme suit:

$$\text{Pseudo-scénario B} = \text{PST2010B} - (5/11) * (\text{PST2010a} - \text{PST2010A})$$

La figure 4.19 montre l'effet créé par 5% de réduction des émissions de SO₂ produites aux É.-U. sur la production de dépôts humides de SO₄²⁻. Si l'on multiplie par deux les valeurs de ces prévisions et qu'on les soustrait des valeurs des prévisions du scénario PST2010C, nous obtenons les prévisions d'un scénario qui aurait considéré une réduction de 60% des émissions de SO₂ produites aux É.-U. plutôt qu'une réduction de 50%. Ce raisonnement s'illustre de la façon algébrique suivante:

$$\text{Pseudo-scénario C} = \text{PST2010C} - 2 * (\text{PST2010a} - \text{PST2010B})$$

Grâce à ces ajustements, la seule différence entre ces deux nouveaux pseudo-scénarios résidera dans la distribution spatiale des réductions envisagées des émissions de SO₂ en ON et au QC. En comparant les résultats de prévisions de ces deux pseudo-scénarios, on pourra déterminer l'effet de la distribution spatiale des réductions des émissions de SO₂ causées à l'intérieur d'une juridiction particulière.

La différence calculée entre les valeurs de dépôts humides de SO₄²⁻ annuels de ces deux pseudo-scénarios (B - C) est présentée à la figure 4.23. Dans le pseudo-scénario C, les réductions envisagées des émissions provenant des sources majeures de Wawa et de Sudbury (ON) et de Rouyn (QC) sont

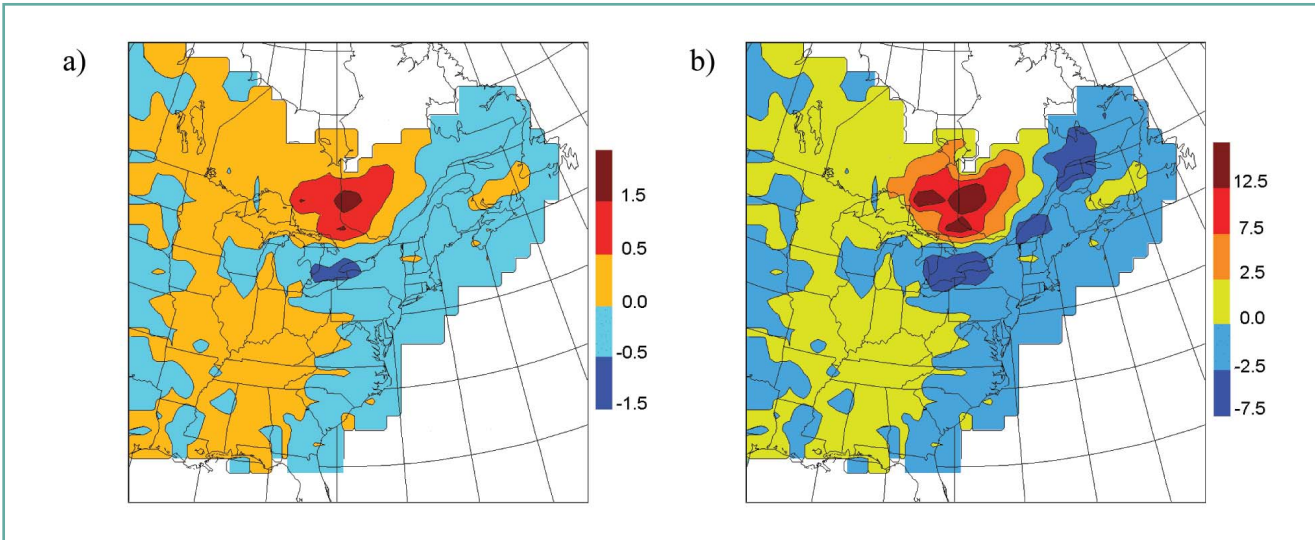


Figure 4.23. Effet sur la redistribution des réductions d'émissions en Ontario et au Québec de passer d'une réduction uniforme à des réductions spécifiques aux sources: a) en valeur absolue (exprimée en kg SO₄²⁻/ha/a) et b) en pourcentage. Les valeurs dans les deux graphiques ont respectivement été calculées selon les formules [Pseudo-scénario B - Pseudo-scénario C] et [Pseudo-scénario B - Pseudo-scénario C]/[Pseudo-scénario B].

de loin plus élevées que celles résultant du pseudo-scénario B (voir le tableau 4.3), ce qui laisse croire que les dépôts humides de SO_4^{2-} devraient être plus faibles dans ces régions que ceux résultant du pseudo-scénario B. Ainsi, les différences entre les dépôts humides de SO_4^{2-} devraient donc être positives. Par ailleurs, les deux pseudo-scénarios présentent, pour le sud de l'ON, des réductions semblables des émissions en provenance des trois grandes centrales thermiques (alimentées au charbon) de l'OPG de Sarnia, de Nanticoke et de Toronto, mais on envisage une réduction des émissions d'autres sources dans le sud de l'ON dans le pseudo-scénario B et une augmentation des émissions de ces autres sources dans le pseudo-scénario C. Les quantités résultantes de dépôts humides de SO_4^{2-} pourraient alors être plus élevées dans le sud de l'ON selon le pseudo-scénario C que selon le scénario B, d'où la possibilité d'obtenir des valeurs négatives pour cette région. C'est exactement l'évolution observée pour l'ON telle que le montre la figure 4.23, où l'on peut noter des augmentations relatives aussi grandes que 10% et des baisses aussi importantes que 5%. Une évolution semblable peut être observée dans le sud du QC le long du fleuve Saint-Laurent, où la réduction d'émissions envisagée du pseudo-scénario C est seulement d'environ 9% par rapport à 50% dans le pseudo-scénario B. L'inverse se produit pour la fonderie de Noranda Horne à Rouyn dans le nord-ouest du QC, dont la réduction envisagée est de 84% dans le pseudo-scénario C par rapport à 50% dans le pseudo-scénario B.

On peut établir une comparaison similaire entre les scénarios PST2010C (section 4.5.2.1.1.S13) et PST2010E (section 4.5.2.1.1.S15) dans le but d'évaluer l'effet sur l'atmosphère de la redistribution des réductions scénarisées des émissions en provenance du NB et de la NÉ. Dans le scénario PST2010C, la réduction des émissions américaines est de 50%, tandis qu'elle est de 60% dans le scénario PST2010E; les prévisions résultantes doivent donc être ajustées, comme dans le cas précédent, pour normaliser les réductions des émissions américaines. Encore une fois, on prévoit que l'effet le plus important de cette redistribution se produirait à l'intérieur de ces deux provinces (résultats non montrés; ARM Consultants, 2000).

Sensibilité du territoire canadien par rapport à une gamme de réductions des émissions venant des É.-U.

Les pseudo-scénarios aident aussi à déterminer l'incertitude liée aux effets probables des réductions des émissions américaines sur l'atteinte des charges critiques au Canada.

Plusieurs scénarios MDAO de contrôle des émissions de SO_2 présentés au tableau 4.1 comprennent de l'information détaillée sur les mesures de contrôle au Canada, mais la plupart n'ont en considération que des réductions uniformes des émissions générées aux É.-U. Étant donné l'apport important d'émissions de SO_2 en provenance des É.-U qui retombent dans l'est du Canada, il apparaît utile d'étudier des scénarios de contrôle des émissions qui considéreraient une gamme de réductions des émissions américaines, même sans disposer de toute l'information sur les mesures de contrôle que les É.-U. projetaient. On pourrait envisager d'autres scénarios MDAO, mais l'alternative, plus simple, est de créer une série de pseudo-scénarios à partir des estimations de dépôts présentés à la figure 4.19a.

C'est ainsi que nous avons calculé le dépassement des charges critiques résultant du scénario PST2010E (Section 4.5.2.1.1.S15), dans lequel on a supposé que les É.-U. réduiraient de 60% leurs émissions de SO_2 par rapport aux quantités de 2010. Nous avons comparé le dépassement obtenu avec le dépassement des charges critiques résultant des pseudo-scénarios dans lesquels on avait supposé les mêmes réductions canadiennes, mais avec des réductions de la part des É.-U. de 50, 40, 20 et de 0%. Ces pseudo-scénarios ont été créés par la soustraction des valeurs des charges critiques présentées à la figure 4.1 de 2, 4, 8 et 12 fois les valeurs résultant de la différence entre les valeurs des dépôts humides de SO_4^{2-} annuels de la figure 4.19a et les valeurs résultant du scénario PST2010E.

À mesure que l'on envisage des réductions de moins en moins importantes des émissions de SO_2 en provenance des É.-U., les Maritimes deviennent de plus en plus en surcharge (figure 4.24b) et les points névralgiques où les charges critiques sont dépassées s'agrandissent dans le centre du Canada. Avec la réduction supplémentaire de 20% des émissions américaines, une partie du sud de l'ON, tout le NB et la plus grande partie de la NÉ demeurerait en surcharge (figure 4.24d); la situation s'aggrave encore quand on suppose qu'il n'y aura aucune réduction supplémentaire par rapport aux émissions envisagées jusqu'en 2010 (figure 4.24e). Le résultat de ces simulations nous permet d'affirmer que le degré de succès des mesures de contrôle des émissions au Canada sera influencé par les mesures additionnelles que prendront les É.-U. ARM Consultants (2002) se sont livrés aux mêmes exercices de simulation; ils ont utilisé le scénario PST2010F pour évaluer l'effet de réductions des émissions américaines de SO_2 de 20, 40 et de 60% par rapport à la réduction de 50% considérée dans ce scénario (résultats non montrés).

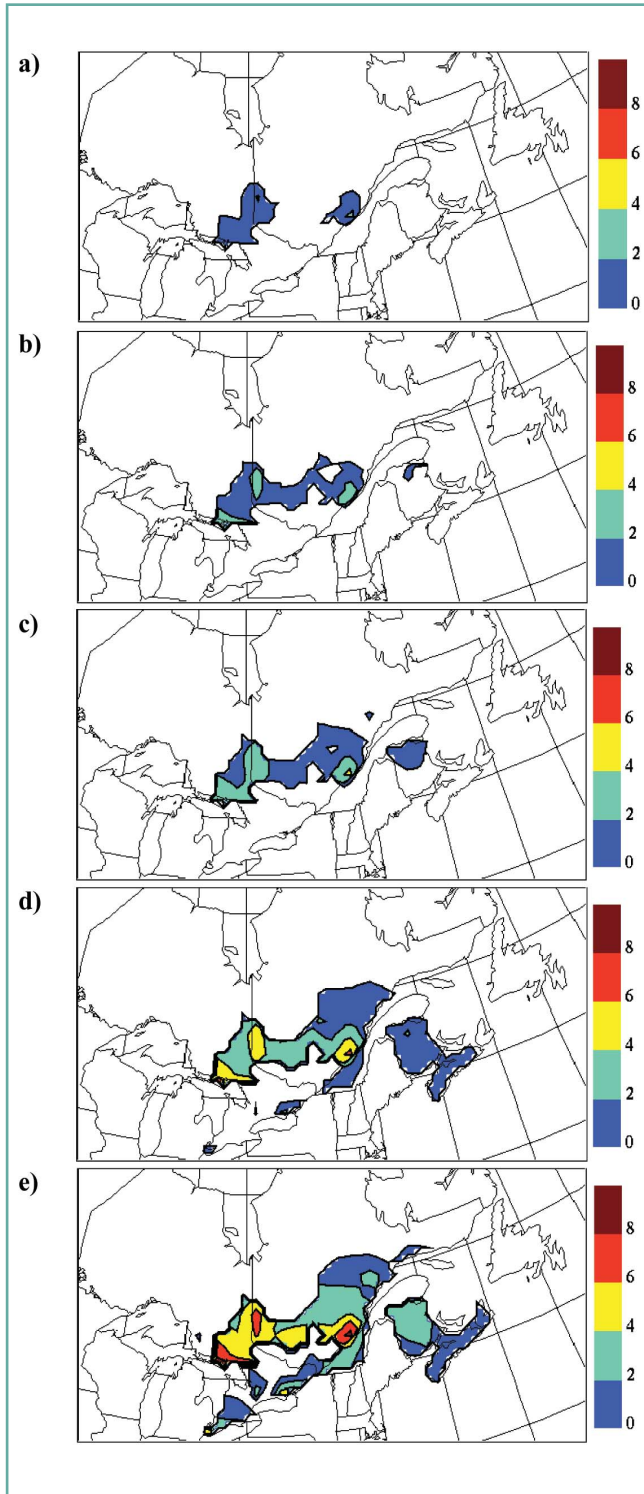


Figure 4.24. Dépassement de la charge critique annuelle de dépôts humides de SO_4^{2-} (exprimé en $\text{kg SO}_4^{2-}/\text{ha/a}$) selon le scénario MDAO PST2010E et selon différents taux de réduction des émissions de SO_2 aux É.-U. par rapport aux émissions scénarisées pour 2010: a) 60% de réduction, b) 50% de réduction, c) 40% de réduction, d) 20% de réduction et e) 0% de réduction.

Notons que le cinquième scénario de cette série de pseudo-scénarios, celui où on a supposé que les É.-U. ne contribuaient pour aucune réduction additionnelle (PST2010E et US0) a été comparé avec le scénario clé du MDAO, le CCUSA2 de 2010 (ARM Consultants, 2000). Cette comparaison a permis d'évaluer uniquement l'effet induit par les réductions canadiennes des émissions de SO_2 envisagées dans le scénario PST2010E, comme on l'a fait pour la paire de scénarios CCUSA2 et 5CONLY à la figure 4.16.

Test de la méthodologie utilisée dans les pseudo-scénarios

Les prévisions obtenues avec les pseudo-scénarios ci-dessus n'ont pas directement été soumises aux simulations MDAO; le travail s'en est trouvé allégé. Cependant, rappelons que cette méthodologie repose sur ce postulat qui supposait que la chimie du soufre évoluait de façon linéaire dans l'atmosphère, de sorte que la méthodologie n'a pu fournir, pour une même quantité d'émissions de SO_2 scénarisée, qu'une estimation des prévisions du MDAO. L'évaluation de la performance de cette méthodologie s'est donc révélée nécessaire.

Le test le plus évident a consisté à établir un scénario d'émissions de SO_2 à partir des mêmes quantités considérées dans les pseudo-scénarios, à le soumettre au MDAO, puis à comparer les résultats entre les deux méthodologies. On peut faire ce test pour un des scénarios MDAO du tableau 4.1. Prenons un des pseudo-scénarios créés à partir de trois autres scénarios MDAO de ce tableau. Considérons aussi les scénarios PST2010a et PST2010b qui présentent la même différence d'émissions de SO_2 que celle entre les scénarios PST2010A et PST2010B, soit 5% de réduction des émissions américaines. En établissant la différence entre les quantités de dépôts humides de SO_4^{2-} annuels résultant des scénarios PST2010a et PST2010b, on peut évaluer l'effet que produirait une réduction uniforme de 5% des émissions provenant des É.-U. sur les quantités de dépôts humides de SO_4^{2-} annuels générées, comme le montre la figure 4.19. En additionnant cette quantité de dépôts aux quantités de dépôts humides de SO_4^{2-} annuels résultant du scénario PST2010B, on se trouve à avoir établi la même prévision que si on avait scénarisé la réduction des émissions américaines de SO_2 de 55% plutôt que de 60%. Dans le scénario PST2010A, on a aussi supposé que les É.-U. avaient réduit leurs émissions de 55%. Les différences devraient donc être minimales entre les quantités de dépôts humides de SO_4^{2-} annuels résultant du scénario MDAO et les quantités du pseudo-scénario estimées à partir des scénarios PST2010B, PST2010a et PST2010b, si la méthodologie est suffisamment précise.

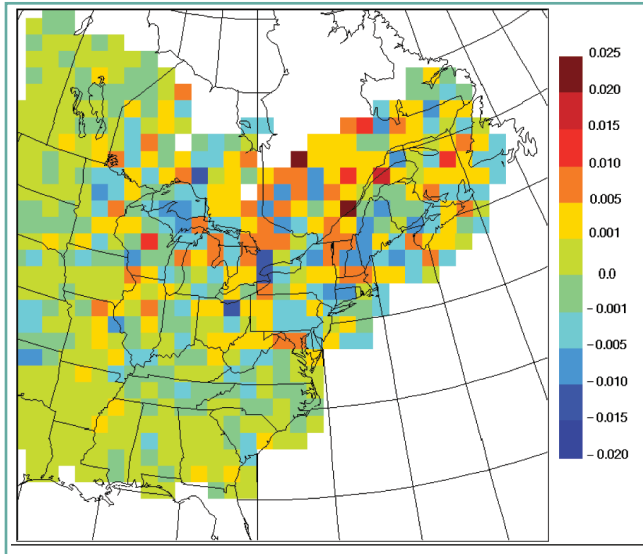


Figure 4.25. Différence entre les prévisions de dépôts humides de SO_4^{2-} annuels (exprimées en $\text{kg SO}_4^{2-}/\text{ha/a}$) résultant du scénario MDAO PST2010A et du pseudo-scénario A calculé à partir de la formule $\text{PST2010B} + (\text{PST2010a} - \text{PST2010b})$.

Ces différences sont présentées à la figure 4.25. Les valeurs des mailles sont faibles; elles varient de $-0,02$ à $0,025 \text{ kg SO}_4^{2-}/\text{ha/a}$. Une erreur de $\pm 0,025 \text{ kg/ha/a}$ est jugée probablement acceptable dans la plupart des cas, étant donné que les quantités de dépôts humides de SO_4^{2-} annuels résultant du scénario PST2010A varient de 5 à 15 $\text{kg SO}_4^{2-}/\text{ha/a}$ et que même les changements associés à la réduction de seulement 5% des émissions du QC génèrent des quantités de l'ordre de 0,02 à 0,14 kg/ha/a (voir figure 4.18). Cependant, l'emploi de grands facteurs de pondération grossira probablement d'autant l'erreur avec cette méthodologie (par ex., l'emploi du facteur 12 pour créer le pseudo-scénario PST2010E et US0 à la figure 4.24).

4.5.2.2 Les nouvelles applications du MEI

Dans cette section, nous donnons deux exemples d'application du modèle MEI, ce dernier ayant été présenté à la section 4.4.3. Dans la section suivante (section 4.6), nous décrivons quelques projets relatifs à l'amélioration de la relation source-récepteur du MEI.

4.5.2.2.1 La comparaison des prévisions des modèles MEI et MDAO

Comme on le rapportait dans la section 4.4.3, le modèle MEI emploie une forme comprimée de la représentation de la relation source-récepteur atmosphérique pour les espèces chimiques du soufre, qui se présente sous la forme d'une matrice de transfert linéaire de 40×15 basée sur les matrices

des sources et des milieux récepteurs de polluants pour deux années météorologiques, matrices qui ont été générées par le modèle MLSS. Cette façon de faire est beaucoup plus simple que ce qu'exige le MDAO en calculs complexes, elle est aussi plus facile et plus rapide à utiliser que lui, en plus d'offrir la possibilité d'optimiser les réductions d'émissions grâce au MEI et à ses modules sur les effets. Les deux modèles peuvent donc être utilisés en tandem, le modèle MEI étant appliqué en premier comme outil de dépistage pour déterminer les stratégies de contrôle les plus prometteuses parmi une large gamme de possibilités de réductions et le modèle MDAO est employé en deuxième pour fournir une évaluation plus détaillée d'un petit groupe de ces scénarios d'émissions prometteurs.

Cependant, une question vient vite à l'esprit: « Quelles sont les différences de prévisions entre les deux modèles? » Le modèle MDAO est en mesure de prévoir beaucoup plus d'espèces chimiques que le MEI et ce, pour une plus grande région et autant près de la surface du sol que dans l'atmosphère. Mais leurs prévisions portent sur les mêmes variables. Les deux modèles peuvent établir des prévisions de dépôts humides de SO_4^{2-} annuels à 13 sites récepteurs de l'est de l'Amérique du Nord (deux des 15 sites récepteurs, Nitchequon, QC, et Gander, TN, sont situés en dehors du domaine d'application du MDAO pour l'estimation des dépôts annuels).

On présente à la figure 4.26 les comparaisons entre les prévisions résultant de MEI et de MDAO établies pour ces 13 sites récepteurs, et ce, pour chaque scénario clé du MDAO (discutés à la section 4.5.2.1.3). Dans l'ensemble, la relation entre chaque prévision est bonne et ce, pour chacun des scénarios, malgré certains points dispersés. Les deux modèles prévoient sensiblement les mêmes pics de réductions des dépôts humides annuels aux 13 sites récepteurs, passant d'environ $35 \text{ kg SO}_4^{2-}/\text{ha/a}$ (scénario BASE89) à des valeurs sous les 10 kg/ha/a (scénario 75FCAP). Ces résultats de prévisions viennent confirmer la pertinence d'utiliser MEI comme outil de dépistage avant d'utiliser MDAO.

4.5.2.2.2 La description de nouveaux scénarios MEI de contrôle des émissions

Le MEI a été employé dans l'évaluation de 1997 pour simuler les effets sur le milieu aquatique et faunique de quatre scénarios de réduction d'émissions de SO_2 . Dans l'évaluation présente, quatre nouveaux scénarios de réduction d'émissions ont été testés avec MEI, autant le SO_2 que le NO_x . Ces nouveaux scénarios MEI sont reliés aux scénarios MDAO de réduction d'émissions décrits à la section 4.5.2.1, émissions



qui ont été groupées selon le format des régions sources du MEI. La raison de cet ajustement est que le MEI traite les émissions basées sur 40 régions sources d'Amérique du Nord (voir la figure 4.27), tandis que les autres modèles des dépôts acides traitent les émissions selon un quadrillage d'espacement uniforme.

Les nouveaux scénarios MEI correspondent aux années marquant le terme de la prévision: 1995/96, 2010, 2020, et 2060. Ils ont été élaborés ensemble pour évaluer l'effet cumulatif de 65 ans de retombées hypothétiques de dépôts atmosphériques acides sur les écosystèmes aquatiques et terrestres. Ils fournissent donc un ensemble de quatre

portraits instantanés de l'évolution des émissions de SO_2 et de NO_x en Amérique du Nord entre 1995 et 2060. Le postulat sur lequel nous avons basé nos scénarios est que ces portraits devraient refléter les taux d'émissions minimums correspondant aux taux des mesures de contrôle actuelles et de celles qui seront probablement appliquées à court terme. Le scénario 1995/96, scénario dit historique, considère le taux d'émissions actuel. Dans les scénarios MEI de SO_2 - NO_x de 2010 et de 2020, on a supposé que tous les programmes de contrôle des émissions au Canada et aux É.-U., qui sont décrits à la section 4.5.2.1, seraient mis en application. Le scénario MEI de 2020 est donc identique au scénario NOX3P du MDAO. Et en ce qui concerne le scénario MEI de 2060, qui s'étend au-delà de l'horizon actuel des politiques les plus récentes, nous avons supposé que la réduction des émissions de SO_2 et de NO_x envisagée à partir de 2020 serait de 25% et qu'elle serait uniforme.

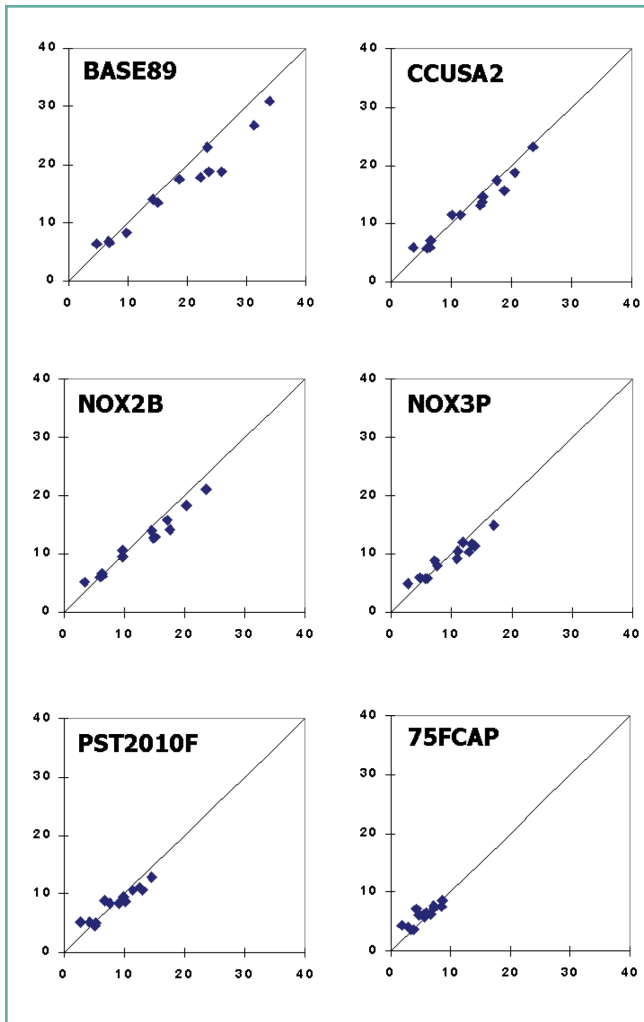


Figure 4.26. Relation entre les dépôts humides de SO_4^{2-} annuels (exprimés en $\text{kg SO}_4^{2-}/\text{ha}/\text{a}$) résultant du MDAO (en abscisse) et ceux résultant du MEI (en ordonnée) pour 13 sites récepteurs situés dans l'est de l'Amérique du Nord, selon les scénarios MDAO a) BASE89, b) CCUSA2, c) NOX2B, d) NOX3P, e) PST2010F et f) 75FCAP.

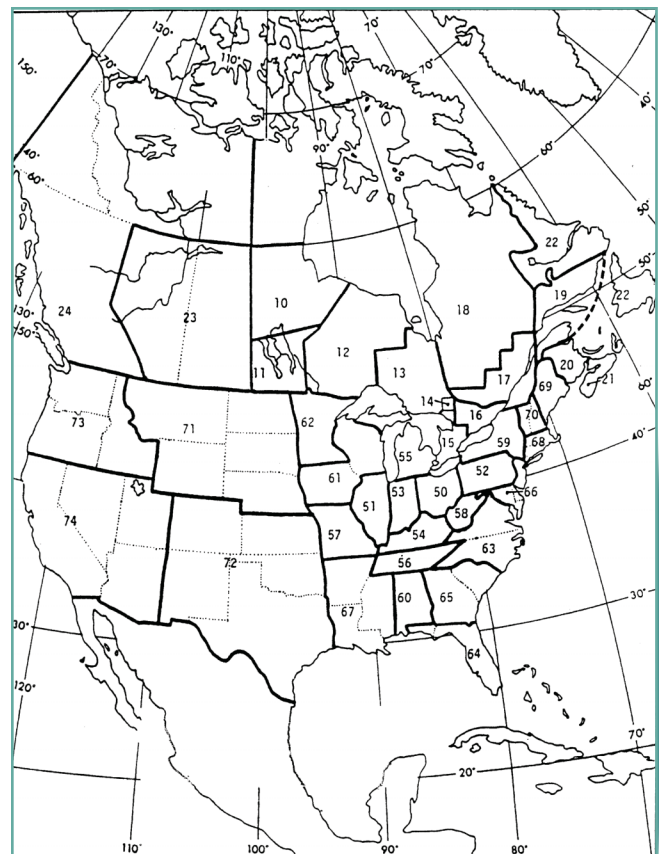


Figure 4.27. Localisation des 40 régions sources considérées par le MEI. De ces régions sources, 15 sont situées au Canada et 25 aux É.-U. Noter que la majorité des frontières des régions sources suit celles des juridictions existantes.

Tableau 4.6. Taux totaux d'émissions canadiennes et américaines de SO₂ (Ktonnes SO₂/a) et de NO_x (Ktonnes NO₂/a) selon quatre nouveaux scénarios MEI de contrôle des émissions (surlignés en jaune) et quatre scénarios MEI qui proviennent de l'évaluation de 1997.

Année nominale	Année d'évaluation	Canada		É.-U.		Total	
		SO ₂	NO _x	SO ₂	NO _x	SO ₂	NO _x
1985	1997	3 650		20 900		24 550	
1990-93	1997	3 078		19 910		22 988	
1994	1997	2 788		19 910		22 698	
1995/96	2004	2 634	2 764	16 712	22 342	19 346	25 106
2010	1997	2 788		15 282		18 070	
2010	2004	2 236	2 406	10 646	14 486	12 882	16 892
2020	2004	2 091	2 316	9 138	11 165	11 229	13 481
2060	2004	1 568	1 737	6 854	8 374	8 422	10 111

Les nouveaux scénarios de MEI envisagés jusqu'en 2010, 2020 et 2060 (tableau 4.6) sont plus stricts que les quatre scénarios MEI considérés dans le rapport d'évaluation de 1997 en raison des postulats posés. Les impacts sur les écosystèmes de ces apports atmosphériques scénarisés devraient donc être plus importants que ceux rapportés dans le rapport d'évaluation de 1997. En termes d'émissions, cependant, même le scénario MEI de 2060 met en cause des taux d'émissions de SO₂ environ deux fois plus grands que les taux d'émissions du scénario 75FCAP du MDAO. Les quatre scénarios MEI sont décrits en détail à la section 7.6.2 et les émissions déterminées par région source se trouvent au tableau 7.4 (chapitre 7).

4.6 LES NOUVEAUX DÉVELOPPEMENTS

4.6.1 Les études sur les nouvelles sources de contribution du soufre et sur les MSR

La version actuelle du modèle MEI présente deux limites majeures liées à la matrice des sources et des milieux récepteurs des dépôts humides de SO₄²⁻ utilisée pour décrire la relation source-récepteur dans l'atmosphère entre les émissions de SO₂ et les dépôts humides de SO₄²⁻ annuels. Cette matrice de transfert de 40x15 « relie » les émissions des 40 régions sources qui couvrent l'Amérique du Nord (voir la figure 4.27) à 15 sites récepteurs de l'est de l'Amérique du Nord, dont 12 sont situés dans l'est du Canada et trois dans le nord-est des É.-U. (figure 4.28a). La première limite est que le modèle ne considère que ces 15 sites récepteurs et que des sites pour lesquels de nombreuses bases de données existent, telles celles sur la chimie des lacs, peuvent être situés à des centaines de kilomètres du site récepteur le plus proche. Le manque de données provenant de stations de mesures des

dépôts coimplantés oblige donc à recourir à l'interpolation horizontale qui, à son tour, introduit de la variabilité supplémentaire à cause de l'erreur qui lui est associée. La seconde limite réside dans le fait que ces 15 sites récepteurs espacés irrégulièrement ne sont pas en nombre suffisant pour dessiner des lignes de contour comme sur les cartes présentées dans la section précédente. Pour faire lever ces limites, il faudrait créer de nouvelles matrices des sources et des milieux récepteurs de soufre pour un plus grand nombre de sites récepteurs, ce qui assurerait une meilleure couverture géographique et une densité de sites plus grande. Elles réduiraient ainsi l'erreur d'interpolation de l'estimation des émissions atmosphériques dans les sites récepteurs et permettraient de dessiner les lignes de contour des concentrations et des retombées.

Le modèle MLSS décrit à la section 4.4.1 est présentement utilisé pour créer de nouvelles matrices des sources et des milieux récepteurs de soufre d'un ensemble de 200 récepteurs distribués presque partout au Canada et dans la partie continentale des É.-U. (figure 4.28b). Ce nouvel ensemble de récepteurs comprend les 15 récepteurs originaux du MEI auquel on a ajouté 80 récepteurs au Canada et 105 aux É.-U. Deux facteurs ont été considérés dans le choix des sites récepteurs: 1) la localisation des stations de mesures de la qualité de l'air et 2) la minimisation de l'erreur d'estimation des diverses variables par rapport à celles mesurées sur le terrain. De ces 200 récepteurs, 151 sont situés à des stations de suivi de la chimie de l'air ou des précipitations, ce qui représente un grand avantage pour l'évaluation de la performance du modèle. La couverture la plus dense des sites récepteurs se trouve dans l'est de l'Amérique du Nord, là où sont mesurées les plus grandes concentrations ambiantes



régionales et les dépôts les plus élevés des espèces chimiques du soufre (par ex., voir la figure 3.2a).

La grille de calcul du MLSS comprend $52 \times 58 = 3\,016$ points de grille espacés de 127 km chacun. Les prévisions du MLSS ont été établies pour l'année météorologique de 1990 à partir de la grille des émissions de SO_2 et de SO_4^{2-} de l'année de référence 1990 et par le traitement des 3 016 points de grille considérés comme autant de sites récepteurs. Le modèle a calculé les concentrations de SO_2 , de SO_4^{2-} et de soufre total dans l'air et les dépôts humides, secs et totaux de SO_2 , SO_4^{2-} et de soufre, où le soufre total représente la somme de SO_2 et de SO_4^{2-} rapportée en masse de soufre. Les concentrations annuelles de l'air de SO_2 et de SO_4^{2-} prévues par MLSS aux 3 016 points de grilles sont présentées aux figures 4.29a et 4.30a. Si nous procédons à l'estimation de ces deux variables aux 200 sites récepteurs présentés à la figure 4.28b par interpolation bilinéaire et que nous calculons leurs lignes de contour à partir de ceux-ci, les contours résultants se comparent très bien avec les contours originaux, même si on n'a employé qu'environ le quinzième des points. Les lignes de contour obtenues à partir des 200 sites récepteurs sont présentées aux figures 4.29b et 4.30b. Les valeurs des concentrations de SO_2 annuelles de l'air obtenues à partir des 200 sites récepteurs (figure 4.29b) se situent à l'intérieur de $\pm 3,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de celles obtenues pour toute la grille (figure

4.29a); les différences relatives associées aux différences absolues les plus grandes ($-2,5$ et $3,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$) sont respectivement de -10 et de 18% . Les valeurs des concentrations de SO_4^{2-} annuelles de l'air, estimées à partir des sites récepteurs montrés à la figure 4.30b, se situent à l'intérieur de $\pm 0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des valeurs de la grille présentée à la figure 4.30a; les différences relatives associées aux différences absolues les plus grandes ($-0,33$ et $0,56 \mu\text{g}/\text{m}^3$) sont respectivement de -4 et de 7% .

On a déjà présenté à la section 4.5.2.1.4 la contribution des polluants issus de différentes régions sources résultant des prévisions le modèle MDAO. Le modèle MLSS peut établir des prévisions similaires. Par exemple, on présente à la figure 4.31 les prévisions de MLSS des concentrations annuelles de l'air en soufre total et de ses dépôts humides annuels, d'après les émissions de SO_2 et de SO_4^{2-} produites en 1990 des 40 régions sources montrées à la figure 4.27. Pour calculer les MSR, le modèle MLSS exécute autant de simulations qu'il y a de régions sources, en attribuant pour chaque simulation d'une région donnée la valeur zéro à la production d'émissions de toutes les autres régions sources (Olson et al., 1983). La contribution relative de chacune des régions sources aux concentrations et aux retombées atmosphériques peut donc être calculée en prenant, pour un polluant donné, le rapport entre sa valeur, où les émissions d'une région source

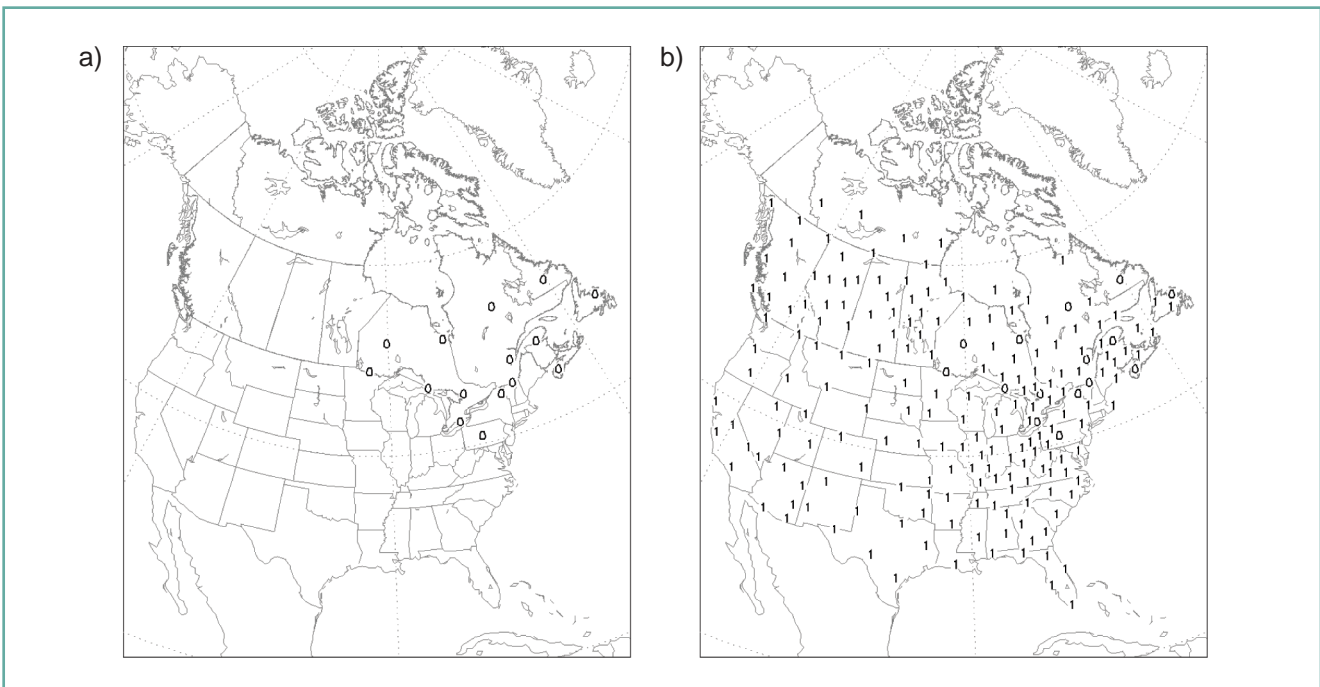


Figure 4.28. Localisation a) des 15 récepteurs considérés dans les versions précédentes du MEI et b) du nouvel ensemble augmenté de 200 récepteurs.

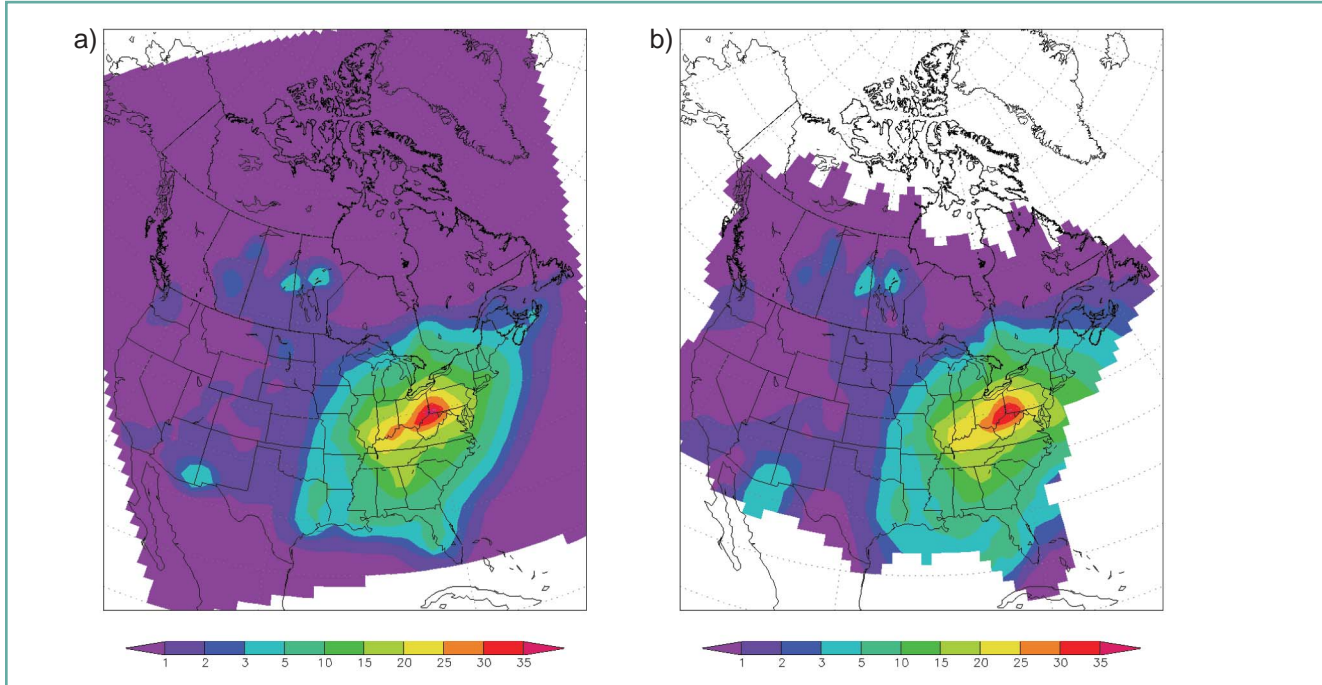


Figure 4.29. Concentrations annuelles de l'air en 1990 a) résultant du modèle MLSS pour l'ensemble des points de grille et b) résultant de l'interpolation horizontale de 200 points de grille extraits de l'ensemble. Les unités sont exprimées en $\text{mg SO}_2/\text{m}^3$. Le traçage des contours a été effectué à l'aide du progiciel de visualisation GrADS.

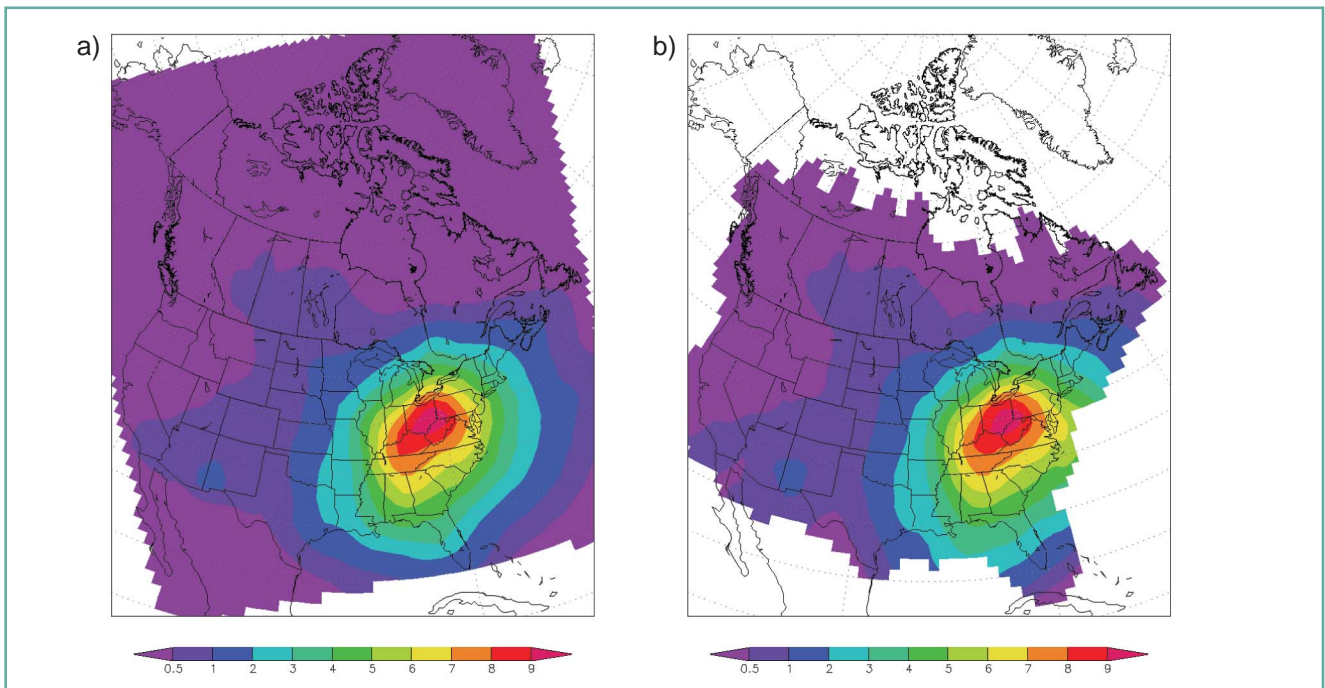


Figure 4.30. Idem figure 4.29, mais pour les concentrations de SO_4^{2-} annuelles de l'air, exprimées en $\text{mg SO}_4^{2-}/\text{m}^3$.

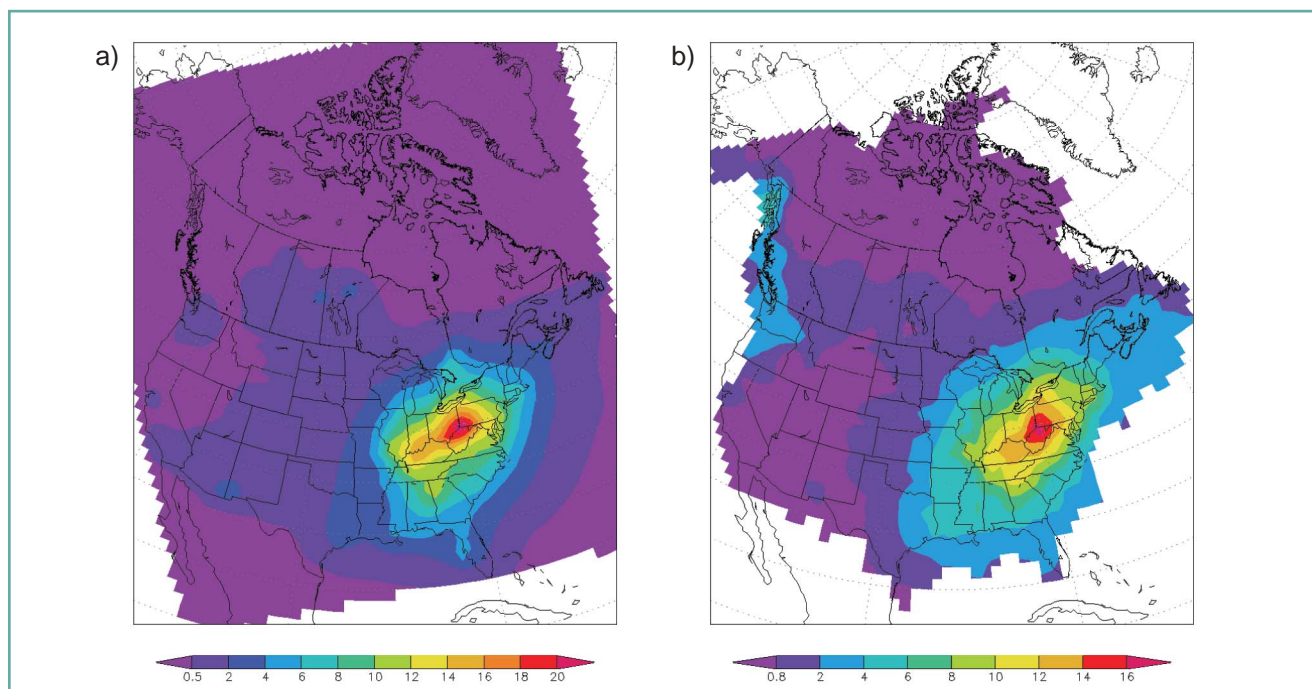


Figure 4.31. Valeurs annuelles du soufre prévues en 1990 résultant du modèle MLSS a) concentration dans l'air (mg S/m³) et (b) dépôts humides (kg S/ha/a) selon les émissions des 40 régions sources de l'Amérique du Nord.

particulière sont considérées, et la valeur où les émissions de toutes les 40 régions sources sont considérées. Par exemple, à la figure 4.32, on a calculé la concentration de l'air en soufre total et des dépôts humides de soufre, en valeur absolue et en pourcentage, auxquels contribue la région source du nord du Manitoba, qui est dominée par les émissions provenant des grandes fonderies de Flin Flon et de Thompson. On peut y apprécier dans quelle mesure les émissions de SO₂ provenant de la source dans le nord du Manitoba parviennent aux provinces et états voisins.

Par ailleurs, on a aussi employé le modèle des dépôts acides RADM de l'U.S. EPA, qui utilise une grille de mailles de 80 km, pour estimer la contribution relative d'émissions polluantes aux dépôts de soufre total, provenant d'un autre ensemble composé cette fois-ci de 53 régions sources plus petites localisées dans l'Est des É.-U. pour l'année de référence 1985 et projetées jusqu'en 2010 (U.S. EPA, 1995). Pour les régions sources comparables, les contributions relatives prévues avec RADM corroborent raisonnablement celles prévues avec MLSS. Par exemple, la région source 70 (Vermont-New Hampshire) de MLSS se compare bien à la région source 46 de RADM, et la région source 50 (Ohio) de MLSS se compare bien aux régions sources 14, 15, 16, 20 et 22 de RADM. La comparaison entre la région source 58 (Virginie occidentale

(WV)) de MLSS-MEI et la région source 20 (la frontière OH-WV-KY) de RADM est illustrée à la figure 4.33. La comparaison entre les isoplèthes de 10, 5 et 6% est relativement bonne et les deux figures indiquent un gradient de dépôts plus serré vers l'ouest de la région source par rapport à l'est et qui tend à se relâcher vers le nord-est.

4.6.2 Les nouvelles matrices des sources et des milieux récepteurs d'azote

Dans le domaine politique et autres domaines concernés par les effets des dépôts acides, on souhaiterait que l'Amérique du Nord dispose de matrices constituées des sources des espèces de soufre et d'azote et des milieux récepteurs (MSR). De telles MSR ont été développées par le Service météorologique du Canada (SMC) à l'aide des modèles MLSS et MLSN, mais seulement pour un nombre limité de sites récepteurs (15) et seulement pour l'azote oxydé dans le cas du MLSN. De plus, comme nous l'avons mentionné à la section 4.4.2, le modèle MLSN ne considère seulement qu'un processus chimique très simplifié de la phase gazeuse et une seule espèce de COV, même si la chimie de l'azote atmosphérique est très complexe; il établit aussi des concentrations mensuelles d'oxydants, mais ne considère pas et les espèces d'azote réduit et le partitionnement du nitrate

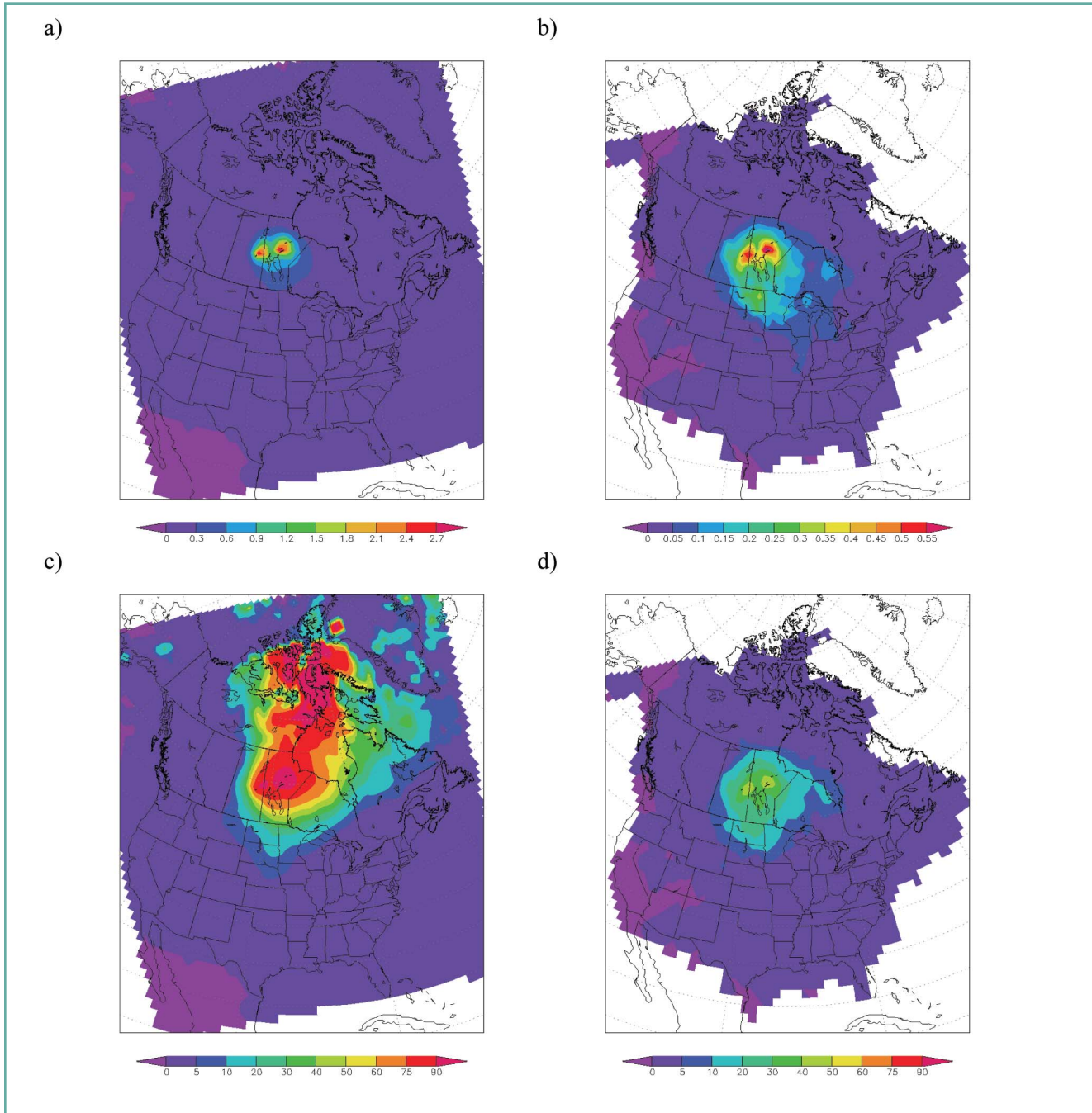


Figure 4.32. Valeurs annuelles prévues en 1990 résultant du modèle MLSS a) de la concentration de soufre total de l'air (mg S/m³), b) des dépôts humides de soufre totaux (kg S/ha/a), c) de la contribution relative des émissions, résultant du MLSS-MEI, issues de la région source 10 (Nord du Manitoba) aux concentrations totales de soufre dans l'air et d) aux dépôts humides totaux de soufre.

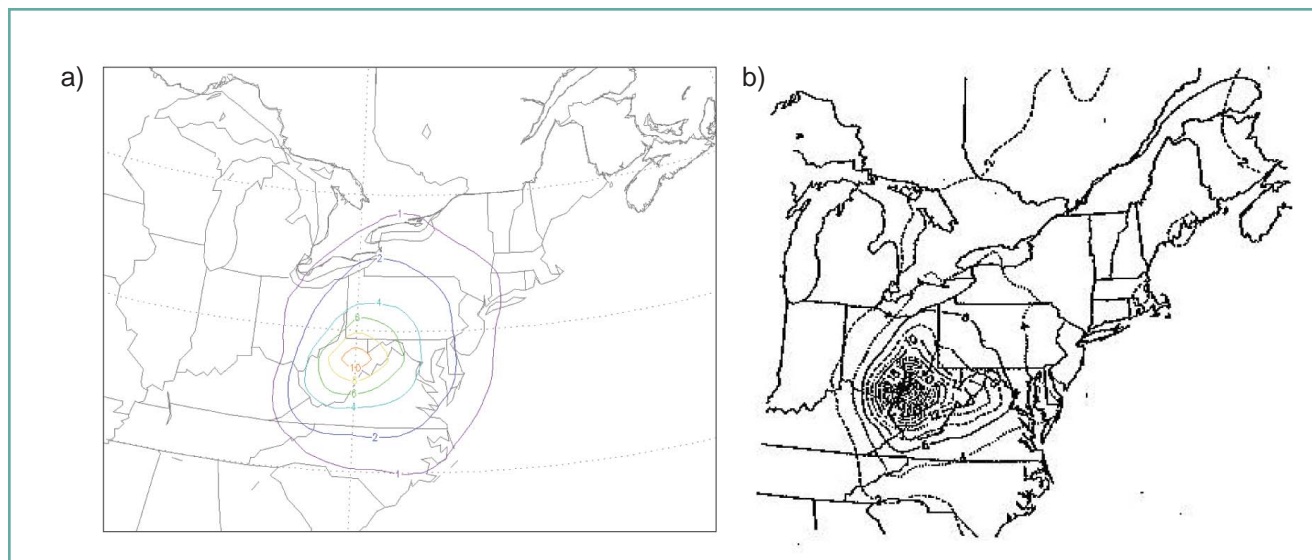


Figure 4.33. Contribution relative aux dépôts totaux de soufre a) des émissions de 1990 de la région source 58 (Virginie Ouest) scénarisées dans MLSS-MEI et b) des émissions de 1985 de la région source 20 (frontière OH-WV-KY) scénarisées dans RADM. Le graphique (b) provient de l'U.S. EPA (1995).

dans les phases particulaire et gazeuse. Ainsi, même si MLSN peut créer des MSR pour l'azote oxydé et ce, pour des émissions et des années météorologiques plus récentes et pour un plus grand nombre de sites récepteurs, il n'est pas certain que ce modèle fournisse une représentation suffisamment précise de la chimie de l'azote de l'atmosphère.

Bouchet et Moran (2002) ont cherché à contourner ce problème en utilisant d'autres méthodes, dont celles mises au point en Europe qui créent des MSR pour l'ozone et pour des espèces d'azote (Bartnicki, 1999, 2000; EMEP, 1998; Simpson, 1992; Simpson et al., 1997). Ils ont recommandé que le modèle lagrangien des oxydants du SEA (ou MLOS), un modèle lagrangien du transport chimique – qui renferme un mécanisme détaillé de la chimie de la phase gazeuse déjà utilisé pour modéliser l'ozone l'été (Environment Canada, 1997b) – devrait a) étendre son application aux particules de sulfate, de nitrate et d'ammonium ainsi qu'aux processus qui en découlent (chimie des phases aqueuse et hétérogène; dépôt des particules sèches et humides), b) être testé et évalué et c) être employé pour créer des MSR pour les espèces du soufre et de l'azote oxydé et réduit. On utilisera 70 ou 200 récepteurs, selon la vitesse de calcul du modèle. Il sera aussi possible de comparer les nouvelles MSR générées pour les espèces du soufre avec les MSR générées auparavant par le modèle plus simple MLSS.

Du travail est entrepris en vue d'étendre la modélisation de l'azote avec MLOS. Cette version étendue du modèle portera

un nouveau nom, le MLAI (Modèle lagrangien des aérosols inorganiques).

4.6.3 L'établissement d'un nouveau modèle eulérien des dépôts acides

AURAMS est un nouveau modèle eulérien régional de transport chimique épisodique des matières particulaires (MP) à échelle résolue. Il a été élaboré par le SMC dans le cadre de la recherche sur la qualité de l'air (QA), dans le but de la gérer et d'en établir les prévisions. L'acronyme AURAMS signifie « Système unifié de modélisation régionale de la qualité de l'air » (**A Unified Regional Air quality Modelling System**). AURAMS est composé de trois grands modèles: un système de traitement des émissions régionales, un modèle météorologique non hydrostatique et un modèle régional de la qualité de l'air en MP. On dit d'AURAMS qu'il est « unifié » (on parle également de modèle d'atmosphère unique) parce qu'il peut à la fois considérer les principaux composants des MP et leurs précurseurs gazeux, le transport atmosphérique et la diffusion, les processus qui ont cours dans les aérosols tels que la nucléation, la condensation, la coagulation, l'activation chimique et la chimie des phases gazeuse, aqueuse et hétérogène, ainsi que le piégeage des particules et des gaz traces par les dépôts secs et humides. Un tel modèle est par défaut un modèle de la QA multipolluants qui peut être appliqué à d'autres problèmes de QA, tels les oxydants photochimiques et les dépôts acides, puisque plusieurs processus de l'atmosphère et plusieurs espèces de

précurseurs des MP importants dans la formation de ces derniers doivent aussi être considérés pour étudier ces problèmes. La capacité d'AURAMS de pouvoir considérer en simultané plusieurs polluants atmosphériques permettra à ses usagers de planifier et de gérer la QA.

On trouve le détail de la création d'AURAMS dans Moran et al. (1998). Grosso modo, il est basé sur quatre modules existants:

- (a) un système de traitement des émissions régionales, le Système canadien de traitement des émissions (SCTE) (Scholtz et al., 1999; Makar et al., 2003a);
- (b) un modèle de mésoéchelle non hydrostatique; au début, il s'agissait du modèle de mésoéchelle compressible communautaire (MC²) (Benoit et al., 1997), maintenant le modèle est global, environnemental et multi-échelles (GEM) (Côté et al., 1998a, b);
- (c) un modèle de transport des composés chimiques en phase gazeuse, le Système canadien hémisphérique et régional de l'ozone et des NO_x (CHRONOS) (Pudykiewicz et al., 1997; Sirois et al., 1999); et
- (d) un module sur les aérosols représentant de façon explicite leur composition et leur granulométrie, le Module canadien pour les aérosols (MCA) (Gong et al., 2003).

Dans AURAMS, le modèle de transport régional des composés chimiques des MP, le module MCA, a été intégré à une version restructurée de CHRONOS à laquelle on a ajouté plus de composants des MP (nitrate, ammonium, carbone élémentaire, carbone organique, matériel crustal) et la représentation de plus de processus (chimie de la phase aqueuse, chimie hétérogène, formation d'aérosols organiques secondaires et émission des principaux MP résolus en termes de taille et de composition). On calcule le transport chimique avec AURAMS à l'aide d'un algorithme d'advection semi-lagrangien de Smolarkiewicz et Pudykiewicz (1991) que l'on fait suivre d'un ajustement pour la conservation et l'uniformité de la masse. Le mécanisme de chimie de la phase gazeuse de CHRONOS est celui du MDAO-II (Stockwell et Lurmann, 1989); il compte 114 réactions qui impliquent 47 espèces chimiques, dont 29 qui sont soumises à des flux d'advection et 16 qui sont émises. MCA traite les transformations en fonction de la taille des noyaux de nucléation, de condensation, de coagulation, de dépôts secs, de sédimentation gravitationnelle ainsi que du piégeage des particules à l'intérieur des nuages ou sous eux. Une approche dite par section ou classe de taille est employée pour représenter la distribution des tailles des aérosols; actuellement, on sectionne en 12 parts l'étendue des rayons

des aérosols de 0,005 à 20,48 µm. Le modèle considère aussi les dépôts secs de 13 espèces en phase gazeuse et de sept espèces particulaires, dont SO₂, H₂SO₄, NO₂, HNO₂, HNO₃, HNO₄, NH₃, PAN et les particules de SO₄²⁻, NO₃⁻ et de NH₄⁺. Il considère également les dépôts humides de cinq espèces en phase gazeuse et de sept espèces particulaires, dont SO₂, H₂SO₄, HNO₃, les particules de SO₄²⁻, NO₃⁻, NH₄⁺ et le matériel crustal.

Le remplacement du modèle MDAO par AURAMS, comme modèle des dépôts acides, passe par deux étapes. La première est de démontrer qu'AURAMS peut être au moins aussi performant que MDAO dans l'établissement de prévisions précises. En effet, l'évaluation de la performance d'AURAMS n'avait consisté jusqu'à maintenant qu'à comparer ses prévisions avec des mesures de concentrations de l'air d'un certain nombre d'espèces chimiques en phase gazeuse et particulaire (Comité Canada-États-Unis de la qualité de l'air, 2004). On doit évaluer la performance d'AURAMS en comparant ses prévisions avec des mesures des dépôts acides, surtout avec l'ampleur de données nord-américaines disponibles sur la chimie des précipitations. La deuxième étape est de mettre au point une méthodologie pour qu'AURAMS puisse établir des prévisions à long terme. AURAMS n'avait été employé jusqu'à maintenant que pour l'établissement de prévisions d'épisodes d'au plus une à deux semaines. Or, les prévisions des modèles des dépôts acides sont établies à l'échelle saisonnière ou annuelle. Pour résoudre ce problème d'échelle, Seigneur et Moran (2003) ont mis au point deux méthodes par ailleurs déjà employées: a) la simplification du modèle et b) le groupement des épisodes. Ces deux méthodes présentent toutefois des désavantages. L'alternative serait donc d'adopter la méthode dite de force brute, c.-à-d. grouper suffisamment de ressources informatiques, car AURAMS en nécessite une très grande quantité. Quelle que soit la méthode choisie, l'important est qu'elle puisse permettre le traitement de plusieurs scénarios en un temps acceptable.

Des analyses pilotes portant sur l'ampleur de la variabilité des résultats à l'échelle inférieure à la maille à l'incommensurabilité de la moyenne du volume du quadrillage en un point ont été réalisées pour « l'Étude d'évaluation sur le terrain du modèle eulérien » (EMEFS) (Seilkop et al., 1993) avec des observations collectées dans les réseaux. Ces analyses ont montré, même pour les concentrations de l'air en polluants secondaires comme le soufre particulaire et l'ozone, que la variabilité à l'échelle inférieure à la maille est beaucoup plus grande que l'erreur associée aux prévisions des dépôts acides résultant des modèles si l'espacement du quadrillage est de l'ordre de 50

km et plus. Calculer des moyennes temporelles réduit la variabilité quand la maille est d'échelle inférieure, mais Dennis et al. (1990) ont trouvé que la variabilité d'une maille de 80 km de largeur était d'environ 50%, même pour les précipitations renfermant des concentrations moyennes mensuelles pondérées de SO_4^{2-} et de NO_3^- . On doit considérer ces résultats dans l'évaluation de la performance d'AURAMS.

Dans la section suivante, on traite des aspects de la modélisation des dépôts acides qui vaudraient la peine d'être améliorées. Soulignons l'importance d'améliorer 1) les capacités de prévisions des dépôts secs du modèle AURAMS, 2) l'application des prévisions du pH, 3) le traitement des émissions en vue de l'application de nouveaux scénarios de réduction et 4) la résolution spatiale.

4.7 DES SUGGESTIONS POUR LES TRAVAUX FUTURS

On a décrit dans la section précédente en quoi avait consisté l'amélioration des modèles de dépôts acides et ce qu'il fallait faire pour en mettre au point des meilleurs. En plus de poursuivre les efforts en ce sens, on doit aussi consacrer d'autres sur d'autres aspects de la modélisation des dépôts acides au Canada.

Il n'était pas possible jusqu'à tout récemment de mesurer les dépôts secs et humides dans beaucoup de stations sur une base régulière, mais les modèles des dépôts acides pouvaient en fournir des estimations (voir chapitre 3). Nous ne pouvions de ce fait évaluer directement la précision des estimations de dépôts secs. Toutefois, les estimations des concentrations présentes dans l'air en absence de précipitations donnaient des indications partielles et indirectes sur la précision de l'estimation des dépôts secs, vu l'importance du processus de retombées sèches dans la détermination des concentrations dans l'air ambiant. Nous devrions désormais pouvoir mesurer les dépôts secs de soufre et d'azote afin d'évaluer directement la fiabilité des estimations qu'on fait des dépôts. En fait, les dépôts secs de NO_2 et de NH_3 total ainsi que la phase gazeuse de l'acide nitrique et des particules de nitrate devraient faire partie de l'évaluation des dépôts secs d'azote. Des estimations fiables de dépôts secs permettraient aux divers spécialistes en modélisation des effets de les utiliser pour évaluer les dépôts acides totaux, ce qui leur éviterait de ne s'en tenir qu'aux suppositions dans la détermination de la contribution des dépôts secs aux dépôts totaux de soufre et d'azote.

L'ammoniac et l'acide nitrique secs se déposent à des vitesses considérablement plus grandes que celles des particules

d'ammonium et de nitrate. Il est nécessaire de procéder au partitionnement de l'ammoniac total (l'ammoniac plus les particules d'ammonium) et du nitrate total (l'acide nitrique plus les particules de nitrate) en phases gazeuse et particulaire afin de prévoir leurs concentrations respectives dans l'air. Ce partitionnement passe par un processus complexe qui dépend de la température et des concentrations totales de sulfate, d'ammonium, de nitrate et de vapeur d'eau. Parmi les modèles des dépôts acides discutés dans ce chapitre, seuls les modèles MDAO et AURAMS traitent de manière explicite ce processus de partitionnement des phases; dans MDAO, on utilise cependant un algorithme de partitionnement très simple des phases, tandis que dans AURAMS, on emploie une formulation à la fine pointe de la science (voir Makar et al., 2003b). La représentation adéquate du partitionnement des phases gazeuse et particulaire devient de plus en plus importante à mesure que les scénarios d'émissions considèrent de multiples polluants inorganiques, combinaisons de SO_2 , NO_x et NH_3 comprises. De tels scénarios sont de plus en plus communs dans l'élaboration de stratégies de contrôle des MP pour lesquels la réduction des dépôts acides représente un cobénéfice important. Par conséquent, il est nécessaire de connaître l'influence du partitionnement des phases gazeuse et particulaire des polluants inorganiques sur les prévisions de substances polluantes résultant des scénarios d'émissions.

La modélisation de certains effets nécessite des données sur les propriétés de l'atmosphère, comme l'acidité totale, plutôt que sur des espèces chimiques acidifiantes particulières, comme le sulfate ou le nitrate. Malheureusement, prévoir le pH est particulièrement difficile parce que l'on doit estimer correctement toutes les espèces chimiques acidifiantes, y compris l'ammoniac total et les cations basiques. L'estimation des cations basiques pose un problème particulier, car on les trouve dans le matériel crustal (c.-à-d. les poussières libres) en proportion variable et que les émissions de matériel crustal ne sont pas bien caractérisées, en particulier celles issues de sources naturelles, comme les poussières poussées par le vent et les incendies forestiers, lesquelles sont intermittentes et dépendent fortement des conditions météorologiques et de l'air près du sol. Cependant, les problèmes toujours grandissants que posent la formation des MP et la mauvaise qualité de l'air ont favorisé la création de méthodes de mesures de la concentration du matériel crustal dans l'atmosphère et d'estimation de ses émissions. En détenant davantage d'information sur la composition élémentaire du matériel crustal – et idéalement sa répartition géographique – on pourrait alors employer un modèle comme AURAMS pour prévoir le pH. Cependant, sa capacité à prévoir

le pH sera probablement plus faible qu'il ne peut le prévoir pour certaines espèces chimiques acidifiantes, comme le sulfate et le nitrate, dont les émissions des précurseurs sont davantage connues.

Au Canada, la charge critique basée sur l'évaluation des dépôts humides de sulfate est la mesure clé de l'environnement qui a été employée jusqu'à maintenant par les spécialistes en modélisation de la chimie de l'atmosphère dans les évaluations de la capacité des écosystèmes aquatiques de l'est du Canada à conserver leur caractère durable en présence de quantité de dépôts déterminés. De nouvelles charges critiques ont été calculées pour les écosystèmes aquatiques et terrestres canadiens dans le cadre de la présente évaluation. Elles doivent être employées dans l'évaluation du caractère durable de l'environnement de l'est et de l'ouest du Canada placé dans un contexte d'apport de dépôts acides.

Il faut sans cesse répondre au besoin de préparation qu'exige l'utilisation des données d'émissions requises dans les modélisations des dépôts acides et de la QA. Par exemple, pour évaluer les prévisions du modèle et les comparer avec les observations sur la chimie de l'air et les précipitations d'une année donnée, il est nécessaire de compiler les émissions représentatives de cette année-là pour les utiliser comme variables d'entrées dans le modèle. Ainsi, à mesure que les scénarios de contrôle des émissions s'apparentent de plus en plus à la réalité, notamment en ce qui concerne le type de source et sa juridiction, il devient de plus en plus coûteux de soumettre ces scénarios aux modèles des dépôts acides à cause des efforts que nécessite le travail de compilation des données d'émissions. De plus, à mesure qu'il y a de plus en plus de multipolluants à scénariser, le nombre d'espèces de polluants prévu s'accroît d'autant. Il y a donc un grand besoin de développer des systèmes complexes de traitement des émissions capables de compiler les valeurs d'émissions quadrillées et ce, relativement rapidement pour différentes années d'inventaires de référence et pour différentes scénarisations de contrôle des émissions.

Il est aussi nécessaire de créer des fichiers renfermant des données météo de toute l'année, données qui constitueront les variables d'entrées des modèles des dépôts acides. La performance des modèles pourra être évaluée par comparaison avec les données à jour de chimie de l'air et des précipitations. Alors que les modèles lagrangiens des dépôts acides requièrent seulement un quadrillage de valeurs de vitesse du vent à un ou plusieurs niveaux ainsi qu'un quadrillage de valeurs de précipitations, les modèles eulériens exhaustifs requièrent des données météo beaucoup plus complètes. L'emploi de MDAO a d'ailleurs été restreint, faute

de modèles météorologiques qui puissent fournir ces données. Cependant, les données météo compilées entrant dans le modèle MDAO, portant sur un certain nombre de périodes (des portions de 1988 et 1990), avaient tout de même l'avantage de pouvoir traiter certaines données d'observations météo, en particulier les précipitations. Le modèle AURAMS est doté d'un module météorologique (GEM), mais il n'a pas été en mesure jusqu'à maintenant de traiter les données de précipitations ou d'autres données météo. Il y a lieu d'améliorer les données météo qui entrent dans les modèles des dépôts acides.

Les résultats des modèles MDAO et MLSS discutés dans ce chapitre ont été basés sur un quadrillage à mailles de 127 km par 127 km. RELAD est basé sur un quadrillage de 1° de latitude par 1° de longitude, ce qui correspond à un quadrillage à mailles de 111 km par 91 km. Bien que les espèces chimiques secondaires, comme le sulfate et le nitrate, connaissent des variations lentes et de faibles gradients de concentration, les espèces primaires comme le SO₂, le NO et le NO₂ présentent des gradients beaucoup plus importants, en particulier près des sources. De plus, les estimations du piégeage des polluants, près des sources par les dépôts secs et des interactions qui surviennent entre le panache de fumée et l'environnement, sont très mauvaises pour un quadrillage d'espacement si grand (Dennis et al., 1990; Gillani et Godowitch, 1999). La précision des modèles et leur résolution spatiale pourraient probablement s'améliorer par la réduction de l'espacement, du moins dans les régions sources où la chimie des panaches et les dépôts secs près des sources constituent des processus importants.

4.8 CONCLUSIONS

On a vu dans ce chapitre quels avaient été les progrès accomplis, depuis la publication du rapport d'évaluation de 1997 sur les pluies acides au Canada, en matière d'application des modèles régionaux des dépôts acides au Canada en vue d'améliorer nos connaissances sur cette pollution et d'évaluer l'efficacité des mesures de contrôle des émissions actuelles, proposées et potentielles. Nous avons considéré les programmes de contrôle des émissions de SO₂ et de NO_x et les avons commentés sous l'angle des effets produits sur l'atmosphère. Voici les réalisations majeures et les conclusions tirées:

- ➡ Quatre modèles de prévision des dépôts acides (RELAD, MDAO, MEI et MLSS) ont été employés depuis l'évaluation de 1997 pour estimer les quantités de dépôts acides dans l'est et l'ouest du Canada, et les quantités résultant d'un certain nombre de scénarios de



contrôle des émissions de SO₂ et de NO_x. L'examen des programmes de contrôle des émissions de NO_x représente une avancée importante par rapport à l'évaluation de 1997, dans lequel on n'avait traité que des scénarios de contrôle des émissions de SO₂.

- ⇒ Le modèle lagrangien des dépôts acides RELAD a été employé pour l'établissement dans l'Ouest canadien, et plus précisément en AB, d'un certain nombre de prévisions annuelles sur l'évolution des espèces chimiques du soufre et de l'azote. Les bilans atmosphériques moyens établis sur dix ans sur le soufre et l'azote calculés par RELAD basés sur les émissions produites dans l'Ouest canadien pour la période 1981-1990 sont très semblables. Les estimations des fractions en masse du soufre et de l'azote piégées par les dépôts secs en AB (~9%) ont été semblables aux estimations établies sur les dépôts humides. On a aussi estimé la variabilité interannuelle des concentrations de soufre et d'azote et leurs dépôts secs et humides; elle a généralement augmenté, depuis les concentrations annuelles jusqu'aux dépôts humides en passant par les dépôts secs, et depuis les espèces chimiques primaires jusqu'aux espèces chimiques secondaires. Le modèle RELAD est maintenant appliqué en AB par l'*Alberta Environment* dans le cadre de sa gestion des dépôts acides sous la loi de l'*Environmental Protection and Enhancement Act* de 1995.
- ⇒ Dans l'Ouest canadien, les prévisions établies par les modèles des dépôts acides RELAD et MLSS, les cartes des émissions et les mesures des dépôts acides indiquent que les émissions d'origine canadienne de SO₂ et de NO_x sont les principales causes des polluants acides qui retombent dans cette région.
- ⇒ Dans le rapport d'évaluation de 1997, on avait présenté des prévisions de dépôts acides résultant de cinq scénarios de réduction des émissions du MDAO, un modèle eulérien des dépôts acides. Depuis, 15 autres scénarios de réduction d'émissions ont été soumis au MDAO, y compris trois scénarios dans lesquels on a fait moduler les émissions de NO_x. Il s'agissait surtout de réductions envisagées de manière réaliste, quoique certains scénarios aient consisté en des réductions simplement uniformes des émissions. Les résultats de ces scénarios ont aidé à l'élaboration de politiques de gestion des dépôts acides au Canada, y compris la *Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000* et les réductions proposées du contenu en soufre des huiles lourdes et légères du mazout.
- ⇒ Les prévisions MDAO présentées dans le rapport d'évaluation de 1997 indiquaient que les excès dans les charges critiques de sulfate des écosystèmes aquatiques

se trouvaient dans le centre de l'ON et du QC, même si on réduisait d'un 50% supplémentaire les émissions de SO₂ prévues en 2010 provenant des sources localisées au Canada et aux É.-U. (scénario 5CCUS2). La nouvelle scénarisation de réduction des émissions de SO₂ a produit des prévisions similaires au plus réaliste de tous les scénarios étudiés, soit le scénario NOX3P, bien qu'avec cette scénarisation aucune partie de l'est du Canada ne recevrait des dépôts humides de SO₄²⁻ plus élevés que la charge critique cible de 20 kg/ha/a. L'écart obtenu avec la charge critique ne se refermerait que si on réduisait d'un 75% supplémentaire les émissions de SO₂ prévues en 2010, ce qui correspond au plus strict des scénarios de contrôle des émissions, le 75FCAP. Or, les valeurs des charges critiques de SO₄²⁻ des milieux aquatiques présentées dans le rapport d'évaluation de 1990 sont déjà surestimées, en raison des dépôts secs, dont l'apport a été sous-estimé dans les calculs. Par conséquent, des réductions des émissions de SO₂ encore plus importantes seront probablement requises pour atteindre les valeurs des charges critiques. Cependant, on devra réexaminer ces conclusions à la lumière de la nouvelle estimation des charges critiques des écosystèmes aquatiques canadiens (voir chapitre 8).

- ⇒ L'analyse des autres scénarios MDAO d'émissions de SO₂ indique que, par rapport aux plafonds des émissions du PLCPA de 1985, des réductions additionnelles des émissions de SO₂ provenant de l'ON, du QC, du NB et de la NE permettraient de réduire l'étendue des charges critiques dépassées sur le territoire de l'est du Canada, ce dernier recevant actuellement des dépôts acides qui excèdent les charges critiques, des milieux aquatiques du moins.
- ⇒ Les écosystèmes forestiers sont affectés aussi bien par les dépôts de nitrate que les dépôts de sulfate. Des réductions des dépôts de nitrate ont été estimées selon trois nouveaux scénarios MDAO de contrôle des émissions de NO_x. Les différences entre les espèces chimiques primaires et secondaires de l'azote (NO_x vs nitrate) et entre les espèces chimiques primaires et secondaires du soufre (SO₂ vs sulfate) montrent une évolution semblable du point de vue qualitatif. Le sulfate évolue quelque peu différemment du nitrate selon le modèle MDAO, qui prévoit que le foyer du nitrate serait localisé dans le sud de l'ON, tandis que celui du sulfate se trouverait plus au sud, dans l'est de la Vallée de l'Ohio. Les différences observées dans la répartition géographique des émissions de NO_x et de SO₂ expliquent probablement la différence dans les retombées de sulfate et de nitrate.

- ⇨ Les valeurs de concentrations de SO_4^{2-} et de NO_3^- peuvent être combinées sur une base molaire pour donner des concentrations « d'acidité effective ». Les changements d'acidité effective des concentrations et des dépôts permettent de comparer l'effet intégré de différents scénarios de contrôle des émissions de SO_2 et de NO_x . Ces prévisions de dépôts d'acidité effective devraient aussi être comparées avec les nouvelles charges critiques de multipolluants des écosystèmes forestiers canadiens (voir le chapitre 8).
- ⇨ L'analyse de paires de scénarios MDAO d'émissions de SO_2 semblables a permis d'évaluer la part de chaque région source aux retombées humides de sulfate qui s'abattent dans l'est du Canada. Les émissions de SO_2 et de NO_x en provenance du Canada et des É.-U. contribueraient aux quantités de polluants acides déposés dans l'est du Canada selon les prévisions établies par le modèle MDAO. À titre d'exemple, les réductions d'émissions américaines de SO_2 au-delà de celles présentement établies dans les ententes, en particulier en provenance des régions de la Vallée de l'Ohio et du Nord-Est, permettraient de réduire l'excès des charges critiques du territoire de l'est du Canada, les Maritimes en particulier. Par ailleurs, selon les prévisions du MDAO établies sur la base de tonne par tonne, la réduction des émissions de SO_2 envisagées de la part du Canada produirait, en termes de quantité absolue, un effet plus important au Canada que la réduction des émissions provenant des É.-U. Également, pour une même réduction d'émissions, la répartition géographique de la réduction des émissions de SO_2 dans l'est du Canada peut influencer l'atteinte de la charge critique de ce polluant.
- ⇨ Des pseudo-scénarios ont été élaborés à partir des prévisions du MDAO résultant de 20 scénarios d'émissions de SO_2 , sur la base de l'hypothèse selon laquelle le système atmosphérique du soufre évoluait de façon linéaire à l'échelle annuelle. La combinaison linéaire des prévisions résultantes a été employée pour prévoir les effets de certains scénarios de réduction sans recourir au modèle MDAO. Ces pseudo-scénarios constituent un nouvel outil d'analyse et de dépistage très utile.
- ⇨ Le modèle MEI est basé sur le modèle MLSS, un modèle des dépôts acides plus simple que MDAO. Le modèle MEI a été employé pour présélectionner les scénarios destinés à être soumis au modèle MDAO. Selon l'évaluation de 1997 cependant, les prévisions des modèles MLSS et MDAO se sont révélées similaires pour des scénarisations de réduction d'émissions de SO_2 annuelles similaires. L'exercice de comparaison de scénarios d'émissions de SO_2 du MEI et du MDAO d'un nombre limité de points ($n = 13$) a montré qu'ils produisaient des résultats semblables, ce qui appuie l'utilisation du MEI comme outil de présélection. Le MEI possède l'avantage de pouvoir optimiser des réductions d'émissions, ce que ne peut faire le modèle MDAO.
- ⇨ Quatre scénarios de contrôle des émissions de SO_2 et de NO_x établis pour les années 1995/96, 2010, 2020 et 2060 ont été soumis au modèle MEI pour qu'il établisse une prévision de séries temporelles totalisant 65 ans de retombées atmosphériques (voir le chapitre 7). Les prévisions MDAO précédentes avaient montré que les charges critiques du milieu aquatique avaient été dépassées dans certains territoires de l'est du Canada, même pour le scénario MEI de réduction d'émissions de SO_2 envisagées jusqu'en 2060.
- ⇨ Plusieurs activités liées au développement des modèles des dépôts acides ont été menées de front. Premièrement, on a élargi l'ensemble de récepteurs considérés par le modèle lagrangien des dépôts acides MLSS afin de a) l'appliquer à toute l'Amérique du Nord et b) réaliser la cartographie des tracés de contours. On est en train de mettre au point de nouvelles matrices des sources et des milieux récepteurs (MSR) de soufre avec le modèle MLSS couvrant cette étendue de récepteurs pour une nouvelle année météorologique (1990). Des estimations préliminaires de la contribution de 40 régions sources individuelles de l'Amérique du Nord à la présence de concentrations et de retombées de soufre ont déjà été effectuées; des exemples de résultats ont été présentés. Deuxièmement, on est en train de mettre au point un modèle lagrangien des aérosols inorganiques capable de fournir une meilleure estimation de MSR pour des espèces chimiques oxydées et réduites de l'azote. Ces nouvelles MSR de l'azote pourront être intégrées dans le modèle MEI. Et troisièmement, on a créé un nouveau modèle régional eulérien des matières particulaires, AURAMS. Une des applications envisagées avec AURAMS est de le substituer au modèle MDAO pour effectuer la modélisation à long terme des dépôts acides, une fois qu'on pourra le faire fonctionner de façon régulière sur une base annuelle.
- ⇨ L'amélioration des modèles eulériens des dépôts acides est possible pour autant qu'on 1) modélise les dépôts totaux, le pH des précipitations et le partitionnement des phases de l'ammoniac total et du nitrate total et 2) améliore le traitement des émissions des nouveaux scénarios de contrôle d'émissions, à condition de disposer de données météo d'entrées plus précises et d'une meilleure résolution spatiale.

4.9 REMERCIEMENTS

Pour le chapitre 4, le D^r L. Cheng de l'Alberta Environment a fourni les figures 4.2 et 4.3, autre matériel et commentaires reliés à RELAD. La contribution du D^r J. Kaminski (auparavant avec ARM Consultants et maintenant avec WxPrime Corporation) aux simulations MDAO de nombreux scénarios d'émissions au cours des dix dernières années a été grandement appréciée. Des remerciements vont aussi à M. B. Pabla et à M^{me} Q. Zheng pour leur travail avec les modèles MLSS et MLOS ainsi qu'à cette dernière pour la préparation des figures 4.28 et 4.33. Enfin, ce chapitre a été bonifié grâce aux commentaires de Michael Hingston d'Environnement Canada et d'un réviseur resté anonyme.

4.10 BIBLIOGRAPHIE

- ARM Consultants. 2000. Emissions-Scenario Simulations Using the Acid Deposition and Oxidant Model. Report prepared for the Canadian Council of Ministers of the Environment Inc., CCME Contract No. 121-2001, October, 53 p.
- ARM Consultants. 2002a. Simulations à l'aide du modèle ADOM (Acid Deposition and Oxidant Model) de scénarios d'émissions pour des réductions possibles de la teneur en soufre des mazouts lourds et légers. Rapport présenté au Service météorologique du Canada, Environnement Canada, Janv., 43 p. [Disponible à http://www.ec.gc.ca/energ/fuels/reports/cnslt_rpts/hflo/hlfo_f.pdf]
- ARM Consultants. 2002b. Emissions-Scenario Simulations of New Provincial SO₂ Reduction Targets Using the Acid Deposition and Oxidant Model. Report prepared for the Canadian Council of Ministers of the Environment Inc., CCME Contract No. 222-2002, March, 24 p.
- Banic, C.M., Schemenauer, R.S., Anlauf, K.G., MacQuarrie, K.I.A. 1996. Evaluation of the Acid Deposition and Oxidant Model with ozone and sulphur dioxide data from high elevation sites. *Phys. Canada* 52, 72-80.
- Bartnicki, J. 1999. Computing source-receptor matrices with the Eulerian Acid Deposition Model. EMEP/MSC-W Note 5/99, July, European Monitoring and Evaluation Program, Meteorological Synthesizing Centre -West, Oslo, 37 pp.
- Bartnicki, J. 2000. Non-linear effects in the source-receptor matrices computed with the EMEP Eulerian Acid Deposition Model. EMEP/MSC-W Note 4/00, July, European Monitoring and Evaluation Program, Meteorological Synthesizing Centre - West, Oslo, 34 pp.
- Benoit, R., Desgagné, M., Pellerin, P., Pellerin, S., Chartier, Y., Desjardins, S. 1997. The Canadian MC2: A semi-Lagrangian, semi-implicit wideband atmospheric model suited for finescale process studies and simulation. *Mon. Wea. Rev.* 125, 2382-2415.
- Bouchet, V., Moran, M.D. 2002. The development of nitrogen source-receptor matrices for eastern North America: A review of modelling options. Draft MSC internal report, June, Meteorological Service of Canada, Downsview, 38 pp. [Disponible auprès du second auteur].
- Brook, J.R., Samson, P.J., Sillman, S. 1995a. Aggregation of selected three-day periods to estimate annual and seasonal wet deposition totals for sulfate, nitrate, and acidity. Part I. A synoptic and chemical climatology for eastern North America. *J. Appl. Meteor.* 34, 297-325.
- Brook, J.R., Samson, P.J., Sillman, S. 1995b. Aggregation of selected three-day periods to estimate annual and seasonal wet deposition totals for sulfate, nitrate, and acidity. Part II. Selection of events, deposition totals, and source-receptor relationships. *J. Appl. Meteor.* 34, 326-339.
- Brook, J.R., Dann, T.F., Burnett, R.T. 1997. The relationship among TSP, PM₁₀, PM_{2.5}, and inorganic constituents of atmospheric particulate matter at multiple Canadian locations. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 47, 2-19.
- Canada-United States Air Quality Committee. 2004. Canada-United States Transboundary PM Science Assessment. Rapport présenté à Environnement Canada et l'U.S. EPA. [Disponible à <http://www.msc-smc.ec.gc.ca/saib/>].
- Cheng, L., Angle, R.P. 1996. Model-calculated interannual variability of concentration, deposition and transboundary transport of anthropogenic sulphur and nitrogen in Alberta. *Atmos. Environ.* 30, 4021-4030.
- Cheng, L., Angle, R.P., Peake, E., Sandhu, H.S. 1995. Effective acidity modelling to establish acidic deposition objectives and manage emissions. *Atmos. Environ.* 29, 383-392.
- Clark, T.L., Voldner, E.C., Dennis, R.L., Seilkop, S.K., Alvo, M., Olson, M.P. 1989. The evaluation of long-term sulfur deposition models. *Atmos. Environ.* 23, 2267-2288.
- Côté, J., Desmarais, J.-G., Gravel, S., Méthot, A., Patoine, A., Roch, M., Staniforth, A. 1998a. The operational CMC/MRB Global Environmental Multiscale (GEM) model. Part I: Design considerations and formulation. *Mon. Wea. Rev.* 126, 1373-1395.
- Côté, J., Desmarais, J.-G., Gravel, S., Méthot, A., Patoine, A., Roch, M., Staniforth, A. 1998b. The operational CMC-MRB Global Environment Multiscale (GEM) model. Part II: Results. *Mon. Wea. Rev.* 126, 1397-1418.
- CCME. 2000. Standards pancanadiens relatifs aux particules (PM) et à l'ozone. Conseil canadien des ministres de l'environnement, 5-6 juin, 2000, Québec, Québec, 12 p. [Disponible à http://www.ccme.ca/assets/pdf/pmozone_standard_f.pdf]

- CCRS (Comité fédéral-provincial de coordination de la recherche et de la surveillance). 1990. Rapport canadien d'évaluation de 1990 sur le transport à distance des polluants atmosphériques et sur les dépôts acides Partie 3. Sciences de l'atmosphère. Comité fédéral-provincial de coordination de la recherche et de la surveillance, Environnement Canada, Ottawa, 395 p.
- de Nevers, N., Morris, J.R. 1975. Rollback modeling: basic and modified. *J. Air Poll. Control Assoc.* 25, 943-947.
- Dennis, R.L., Binkowski, F.S., Clark, T.L., McHenry, J.N., Reynolds, S., Seilkop, S.K. 1990. Selected applications of RADM (Part II). App. 5F, NAPAP SOS/T Report 5, In: *National Acid Precipitation Assessment Program: State of Science and Technology, Volume 1*, National Acid Precipitation Assessment Program, Washington, D.C., 37 pp.
- Eder, B.K., Coventry, D.H., Clark, T.L., Bollinger, C.E. 1986. RELMAP: A Regional Lagrangian Model of Air Pollution User's Guide. Report EPA/600/8-86/013, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina, 139 pp.
- EMEP. 1998. Transboundary acidifying air pollution in Europe, MSC-W status report 1998, Part 2: Numerical Addendum. EMEP/MSW report 1/98, July, European Monitoring and Evaluation Program, Meteorological Synthesizing Centre - West, Oslo.
- Environnement Canada. 1994. Rapport annuel concernant les ententes fédérale-provinciale sur le Programme de lutte contre les pluies acides de l'est du Canada 1994. Cat. EN40-11/29-1994F, ISBN 0-662-23665-3, Hull, Québec, 21 p. [Disponible à http://www.ns.ec.gc.ca/reports/pdf/acid_rain_94_f.pdf]
- Environment Canada. 1997a. The 1997 Canadian Acid Rain Assessment: Volume 2. Atmospheric Science Assessment Report. February, Meteorological Service of Canada, Environment Canada, Downsview, Ontario, 296 pp.
- Environment Canada. 1997b. Multi-Stakeholder NO_x/VOC Science Program, Modelling of Ground-Level Ozone in the Windsor-Québec City Corridor and in the Southern Atlantic Region. Report of the Windsor-Québec City corridor and southern Atlantic region modelling and measurement working group, Canadian 1996 NO_x/VOC Science Assessment, Ottawa, Oct. 1997.
- Environment Canada. 1998a. 1997 Canadian Acid Rain Assessment: Volume 2. Cat. EN40-56-123/1-1997E, ISBN 0-662-2598-6, Ottawa, ON.
- Environnement Canada. 1998b. Rapport annuel concernant les ententes fédérale-provinciale sur le Programme de lutte contre les pluies acides de l'est du Canada 1997. Cat. EN40-11/29-1997, ISBN 0-662-63700-3, Hull, Québec, juillet, 7 p. [Disponible à http://www.ns.ec.gc.ca/reports/pdf/acid_rain_97_f.pdf]
- Environnement Canada. 1999. Règlement sur le soufre dans l'essence (DORS/99-236). [Disponible à http://www.ec.gc.ca/ceparegistry/regulations/g2-13313_r1.pdf].
- Environnement Canada. 2002a. Rapport d'étape annuel 2001 concernant la Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000. Cat. EN40-11/39-2001, ISSN 1488-948X, décembre, Gatineau, Québec, 16 p. [Disponible à http://www.ccme.ca/assets/pdf/acid_rain_f.pdf].
- Environnement Canada. 2002b. Règlement sur le soufre dans le carburant diesel (DORS/2002-254). [Disponible à http://www.ec.gc.ca/ceparegistry/documents/regulations/g2-13616_r1.pdf].
- Environnement Canada. 2003a. Règlement sur les émissions des véhicules routiers et de leurs moteurs (DORS/2003-2). [Disponible à http://www.ec.gc.ca/ceparegistry/documents/regulations/g2-13701_r1.pdf].
- Environnement Canada. 2003b. Règlement sur les émissions des petits moteurs hors route à allumage commandé (DORS/2003-355). [Disponible à http://www.ec.gc.ca/ceparegistry/documents/regs/g2-13724_r1.pdf].
- Environnement Canada. 2003c. Établissement de normes canadiennes pour le soufre dans le mazout lourd et le mazout léger: Document de travail relatif au respect des engagements de l'Avis d'intention pour des véhicules, des moteurs et des carburants moins polluants. Avril, Division des carburants, Direction du pétrole, du gaz et de l'énergie, Environnement Canada, Gatineau, Québec, 97 p. [Disponible à http://www.ec.gc.ca/energ/fuels/reports/cnslt_rpts/disc_paper/disc_paper_f.pdf]
- Environnement Canada. 2004a. Sommaire des émissions des principaux contaminants atmosphériques (PCA) pour 2000. [Voir http://www.ec.gc.ca/pdb/ape/cape_home_f.cfm]
- Environnement Canada. 2004b. La Voie Vert: Les mesures prises: que fait la CEE-NU? [Voir <http://www.ec.gc.ca/pluiesacides/done-europe.html>]
- ERP. 1994. Eulerian Model Evaluation Field Study (EMEFS): Report of the Fourth Meeting of the External Review Panel. Draft report, May 25—27, Niagara-on-the-Lake, Ontario, Canada, juillet, 18 p. [Disponible auprès de la Division de la recherche sur la modélisation et l'intégration, Service météorologique du Canada, Downsview, Ontario]
- Federov, V.V. 1989. Kriging and other estimators of spatial field characteristics (with special reference to environmental studies). *Atmos. Environ.* 23, 175-184.
- Finkelstein, P.L. 1984. The spatial analysis of acid precipitation data. *J. Clim. Appl. Meteor.* 23, 52-62.
- Foster, K.R., McDonald, K., Eastlick, K. 2001. Development and application of critical, target and monitoring loads for the

- management of acid deposition in Alberta, Canada. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 1, 135-151.
- Fung, C.S., Misra, P.K., Bloxam, R., Wong, S. 1991. A numerical experiment on the relative importance of H_2O_2 and O_3 in aqueous conversion of SO_2 to SO_4^{2-} . *Atmos. Environ.* 25A, 411-423.
- Fung, C., Bloxam, R., Misra, P.K., Wong, S., Yap, D. 1992. Evaluating the comprehensive model ADOM with data from three seasons. OME Report PIBS-2064, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario, 64 pp.
- Gillani, N.V., Godowitch, J.M. 1999. Plume-in-grid treatment of major point source emissions. Chapter 9, Science Algorithms of the EPA Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System. Report No. EPA/600/R-99/030, March, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 40 pp.
- Gong, W., Lin, X., Ménard, S., Pellerin, P., Benoit, R. 1999. Modeling the Canadian southern Atlantic region oxidants: A study of a Canadian EMEFS-I hyperintensive period. *J. Geophys. Res.* 104, 18,559-18,617.
- Gong, S.L., Barrie, L.A., Blanchet, J.-P., von Salzen, K., Lohmann, U., Lesins, G., Spacek, L., Zhang, L.M., Girard, E., Lin, H., Leaitch, R., Leighton, H., Chylek, P., Huang, P. 2003. Canadian Aerosol Module: A size segregated simulation of atmospheric aerosol processes for climate and air quality models: Part 1. Module development. *J. Geophys. Res.* 108 (D1), 4007, doi: 10.1029/2001JD002002, 16 pp.
- Gouvernement du Canada. 2001. Le gouvernement du Canada: plan intérimaire 2001 concernant les matières particulaires et l'ozone. No de cat. En40-632/2001, avril, 15 p. [Disponible à <http://dsp-psd.communication.gc.ca/Collection/En40-632-2001F.pdf>].
- Gouvernement du Canada. 2003. L'assainissement de l'air au Canada: Rapport d'étape de 2003 sur les particules et l'ozone. No de cat. En40-886/2003F, août, 18 p. [Disponible à http://www.ec.gc.ca/cleanair-airpur/CAOL/air/PM_resp_03/toc_f.html].
- GTEA. 1997. Vers une stratégie nationale sur les pluies acides: document. Rapport présenté au Comité national de coordination des questions atmosphériques par le Groupe de travail sur les émissions acidifiantes, Environnement Canada, 98 p. [Disponible à http://www.ec.gc.ca/pluiesacides/towards_f.html].
- Hoff, R.M., Mickle, R.E., Fung, C. 1995. Vertical profiles of ozone during the EMEFS-I experiment in southern Ontario. *Atmos. Environ.* 29, 1735-1747.
- Jeffries, D.S., Lam, D.C.L., Moran, M.D., Wong, I. 1999. The effect of SO_2 emission controls on critical load exceedances for lakes in south eastern Canada. *Water Sci. Tech.* 39, 165-171.
- Jeffries, D.S., Lam, D.C.L., Wong, I., Moran, M.D. 2000. Assessment of changes in lake pH in southeastern Canada arising from present levels and expected reductions in acidic deposition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (Suppl. 2), 40-49.
- Kaminski, J.W., Plummer, D.A., Neary, L., McConnell, J.C., Struzewska, J., Loboeki, L. 2002. First application of MC2AQ to multiscale air quality modelling over Europe. *Phys. Chem. Earth* 27, 1517-1524.
- Kaplan, N., DeWaters, J.E., Ryan, R., Novak, J.H. 1995. Development of emissions inventories for evaluation of Eulerian acid deposition models. *Environ. Progress* 14, 17-24.
- Karamchandani, P.K., Venkatram, A. 1992. The role of non-precipitating clouds in producing ambient sulfate during summer: results from simulations with the Acid Deposition and Oxidant Model (ADOM). *Atmos. Environ.* 26A, 1041-1052.
- Lam, D.C.L., Puckett, K.J., Wong, I., Moran, M.D., Fenech, G., Jeffries, D.S., Olson, M.P., Whelpdale, D.M., McNicol, D., Mariam, Y.K.G., Minns, C.K. 1998. An integrated acid rain assessment model for Canada: from source emission to ecological impact. *Water Qual. Res. J. Canada* 33, 1-17.
- Li, S.-M., Anlauf, K.G., Wiebe, H.A., Bottenheim, J.W., Puckett, K.J. 1994. Evaluation of a comprehensive Eulerian air quality model with multiple chemical species measurements using principal component analysis. *Atmos. Environ.* 28, 3449-3461.
- Macdonald, A.M., Banic, C.M., Leaitch, W.R., Puckett, K.J. 1993. Evaluation of the Eulerian Acid Deposition and Oxidant Model (ADOM) with summer 1988 aircraft data. *Atmos. Environ.* 27A, 1019-1034.
- Makar, P.A., Moran, M.D., Scholtz, M.T., Taylor, A. 2003a. Speciation of volatile organic compound emissions for regional air quality modelling of particulate matter and ozone. *J. Geophys. Res.* 108 (D2), 4041, doi: 10.1029/2001JD000797, 51 pp.
- Makar, P.A., Bouchet, V.S., Nenes, A. 2003b. Inorganic chemistry calculations using HETV -a vectorized solver for the SO_4^{2-} - NO_3^- - NH_4^+ system based on the ISORROPIA algorithms. *Atmos. Environ.* 37, 2279-2294.
- McDonald K.M., Cheng, L., Olson, M.P., Angle, R. 1996. A comparison of box and plume model calculations for sulphur deposition and flux in Alberta, Canada. *Atmos. Environ.* 30, 2969 – 2980.
- Ministres fédéraux, provinciaux et territoriaux de l'Énergie et de l'Environnement. 1998. Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000: stratégie et document de référence, 19 octobre 1998, Halifax, Nouvelle-Écosse, 13 p. [Disponible à http://www.ccme.ca/assets/pdf/1998_acid_rain_strategy_f.pdf].
- Misra, P.K., Bloxam, R., Fung, C., Wong, S. 1989. Non-linear response of wet deposition to emissions reduction: a model study. *Atmos. Environ.* 23, 671-687.

- Moran, M.D. 1998. Operational evaluation of ADOM seasonal performance with surface data from the Eulerian Model Evaluation Field Study. *Compte rendu de la 10e Conférence conjointe AMS/AWMA sur les « Applications of Air Pollution Meteorology »*, 11-16 janvier, Phoenix, Arizona, American Meteorological Society, Boston, pp. 404-408.
- Moran, M.D., Dastoor, A., Gong, S.-L., Gong, W., Makar, P.A. 1998: Conceptual design for the AES regional particulate matter model/unified air quality model. Rapport non publié, octobre, Service de l'environnement atmosphérique, Downsview, Ontario, 100 p.
- NARSTO. 2004. Particulate Matter Science for Policy Makers: A NARSTO Assessment. P. McMurry, M. Shepherd, et J. Vickery (éditeurs). Cambridge University Press: New York. 510pp.
- Olson, M.P., Voldner, E.C., Oikawa, K.K. 1982. A computed sulphur budget for the eastern Canadian provinces. *Water, Air, Soil Pollu.* 18, 139-155.
- Olson, M.P., Voldner, E.C., Oikawa, K.K. 1983. Transfer matrices from the AES-LRT model. *Atmos.-Ocean* 31, 344-361.
- Olson, M.P., Oikawa, K.K. 1989. Interannual variability of transboundary sulphur flux. *Atmos. Environ.* 23, 333-340.
- Olson, M.P., Bottenheim, J.W., Oikawa, K.K. 1990. Nitrogen budget for eastern Canada. *Atmos. Environ.* 24A, 897-901.
- Olson, M.P., Bottenheim, J.W., Oikawa, K.K. 1992. Nitrogen source-receptor matrices and model results for eastern Canada. *Atmos. Environ.* 26A, 2323-2340.
- Padro, J., Puckett, K.J., Woolridge, D.N. 1993. The sensitivity of regionally averaged O₃ and SO₂ concentrations to ADOM dry deposition velocity parameterizations. *Atmos. Environ.* 27A, 2239-2242.
- Pai, P., Karamchandani, P., Seigneur, C. 1997. Simulation of the regional atmospheric transport and fate of mercury using a comprehensive Eulerian model. *Atmos. Environ.* 31, 2717-2732.
- Pai, P., Karamchandani, P., Seigneur, C., Allan, M.A. 1999. Sensitivity of simulated atmospheric mercury concentrations and deposition to model input parameters. *J. Geophys. Res.* 104, 13,855-13,868.
- Pasquill, F., Smith, F.B. 1983. *Atmospheric Diffusion, Third Edition*. Ellis Horwood Ltd, Chichester, 437 pp.
- Petersen, G., Munthe, J., Pleijel, K., Bloxam, R., Vinod Kumar, A. 1998. A comprehensive Eulerian modeling framework for airborne mercury species: Development and testing of the Tropospheric Chemistry Model (TCM). *Atmos. Environ.* 32, 829-843.
- Petersen, G., Bloxam, R., Wong, S., Munthe, J., Kruger, O., Schmolke, S., Vinod Kumar, A. 2001. A comprehensive Eulerian modeling framework for airborne mercury species: Model development and applications in Europe. *Atmos. Environ.* 35, 3063-3079.
- Pudykiewicz, J.A., Kallaur, A., Smolarkiewicz, P.K. 1997. Semi-Lagrangian modelling of tropospheric ozone. *Tellus* 49B, 231-248.
- RWDI West Inc. 2003. Predicted Ambient Concentrations and Deposition of Priority Substances Released to the Air in the Oil Sands Region. Ébauche du rapport final présenté au Trace Metal and Air Contaminant Working Group, Alberta Cumulative Environment Management Association, Edmonton, décembre, 89 p. + 4 appendices.
- Saeger, M., Langstaff, J., Walters, R., Modica, L., Zimmerman, D., Fratt, D., Dulleba, D., Ryan, R., Demmy, J., Tax, W., Sprague, D., Mudgett, D., Werner, A.S. 1989. The 1985 NAPAP Emissions Inventory (version 2): Development of the Annual Data and the Modelers' Tapes. EPA Rpt. No. EPA600/789012a, November, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 692 pp.
- Schaug, J., Iversen, T., Pedersen, U. 1993. Comparison of measurements and model results for airborne sulphur and nitrogen compounds with kriging. *Atmos. Environ.* 27A, 831-844.
- Scholtz, M.T., Weisman, B., Mahrt, L., Christie, A.D. 1988. Generation of meteorological data fields for the ADOM Eulerian regional model. In: H. van Dop (Ed.), *Air Pollution Modelling and Its Applications VI*, pp. 391-402. Plenum Press, New York.
- Scholtz, M.T., Taylor, A., Ivanoff, A., Moran, M.D., Davies, D., Makar, P.A., Venkatesh, S., Cheung, P., Barton, J. 1999. Application of the Canadian Emissions Processing System, Version 1.0 (CEPS1.0): four case studies. *Compte rendu du 9e AWMA Emission Inventory Symp., AWMA Book VIP-93*, 26-28 octobre, Raleigh, North Carolina, Air Waste Management Association, Pittsburgh, pp. 456-468.
- Scire, J.S., Lurmann, F.W., Bass, A., Hanna, S.R. 1984. User's Guide to the MESOPUFF II Model and Related Processor Programs. Report EPA-600/8-84-013 (NTIS PB84-181775), U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina.
- Seigneur, C., Moran, M.D. 2003. Using models to estimate particle concentration. Chapitre 8 dans *Particulate Matter Science for Policy Makers: A NARSTO Assessment*, P. McMurry, M. Shepherd, et J. Vickery, éditeurs, février, 42 p.
- Seilkop, S.K., Cohn, R.D., Robin, L.I. 1993. Representativeness of surface site air concentrations relative to an 80-km grid, *Compte rendu de la Conférence internationale sur le « Regional Photochemical Measurements and Modeling »*, La Jolla, CA, 8 – 12 novembre.

- Simpson, D. 1992. Long-period modelling of photochemical oxidants in Europe. Model calculations for July 1985. *Atmos. Environ.* 26A, 1609-1634.
- Simpson, D., Olendrzynski, K., Semb, A., Støren, E., Unger, S. 1997. Photochemical oxidant modelling in Europe: multi-annual modelling and source-receptor relationships. Rapport EMEP/MSC-W 3/97, juillet, European Monitoring and Evaluation Program, Meteorological Synthesizing Centre - West, Oslo, 167 p.
- Sirois, A., Olson, M.P., Pabla, B. 1995. The use of spectral analysis to examine model and observed O₃ data. *Atmos. Environ.* 29, 411-422.
- Sirois, A., Pudykiewicz, J.A., Kallaur, A. 1999. A comparison between simulated and observed ozone mixing ratios in eastern North America. *J. Geophys. Res.* 104, 21,397-21,423.
- Smolarkiewicz, P.K., Pudykiewicz, J.A. 1992. A class of semi-Lagrangian approximations for fluids. *J. Atmos. Sci.* 49, 2082-2096.
- Stein, A.F., Lamb, D. 2002. Chemical indicators of sulfate sensitivity to nitrogen oxides and volatile organic compounds. *J. Geophys. Res.* 107, doi: 10.1029/2001JD001088.
- Stockwell, W.R., Lurmann, F.W. 1989. Intercomparison of the ADOM and RADM Gas-Phase Chemistry Mechanisms. Présenté à Electric Power Research Institute, June, Electric Power Research Institute, Palo Alto, CA, 260 p.
- Stockwell, W.R., Milford, J.B., McRae, G.J., Middleton, P., Chang, J.S. 1988. Nonlinear coupling in the NO_x-SO_x reactive organic system. *Atmos. Environ.* 22, 2481-2490.
- U.S. EPA. 1990. Texte complet des Clean Air Act Amendments de 1990, U.S. Environmental Protection Agency [Disponible à <http://www.epa.gov/oar/caa/caaa.txt>].
- U.S. EPA. 1995. Acid Deposition Standard Feasibility Study: Report to Congress. rapport n° EPA-430/R-95-001a, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, Caroline du Nord, octobre, 242 p.
- U.S. EPA. 1998a. 40 CFR Part 86: Subpart R – General Provisions for the Voluntary National Low Emission Vehicle Program for Light Duty Vehicles and Light-Duty Trucks. Composite de 62 FR 31192 (6 juin, 1997) et de 63 FR 926 (7 janvier, 1998), U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. [Disponible à <http://www.epa.gov/otaq/lev-nlev.htm>].
- U.S. EPA. 1998b. 40 CFR Parts 51, 72, 75, and 96: Finding of Significant Contribution and Rulemaking for Certain States in the Ozone Transport Assessment Group Region for Purposes of Reducing Regional Transport of Ozone; Rule. 63 FR 57356 (Oct. 27, 1998), U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. [Disponible à <http://www.epa.gov/fedrgstr/>].
- U.S. EPA. 1999. Draft Guidance On The Use Of Models And Other Analyses In Attainment Demonstrations For The 8-Hour Ozone NAAQS. U.S. Environmental Protection Agency Rapport n° EPA-454/R-99-004, mai, 168 p. [Disponible à http://www.epa.gov/ttn/naaqs/ozone/eac/gd19990531_epa-454_r-99-004.pdf].
- U.S. EPA. 2000a. 40 CFR Parts 80, 85, and 86: Control of Air Pollution From New Motor Vehicles; Motor Vehicle Emissions Standards and Gasoline Sulfur Control Requirements; Final Rule. 65 FR 6698, 10 février, 2000, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. [Disponible à <http://www.epa.gov/fedrgstr/>].
- U.S. EPA. 2000b. 40 CFR Parts 85 and 86: Emissions Control, Air Pollution From 2004 and Later Model Year Heavy-Duty Highway Engines and Vehicles; Light-Duty On-Board Diagnostics Requirements, Revision; Final Rule. 65 FR 59896, 6 octobre, 2000, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. [Disponible à <http://www.epa.gov/fedrgstr/>].
- U.S. EPA. 2001a. 40 CFR Parts 69, 80, and 86: Control of Air Pollution From New Motor Vehicles: Heavy-Duty Engine and Vehicle Standards and Highway Diesel Fuel Sulfur Control Requirements; Final Rule. 66 FR 5002, 18 janvier, 2001, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. [Disponible à <http://www.epa.gov/fedrgstr/>].
- U.S. EPA. 2001b. Guidance For Demonstrating Attainment Of Air Quality Goals For Pm2.5 And Regional Haze. U.S. Environmental Protection Agency Report Draft 2.1, janvier, 273 p. [Disponible à http://www.epa.gov/scram001/guidance/guide/draft_pm.pdf].
- U.S. EPA. 2003a. 40 CFR Parts 69, 80, 89, et al.: Control of Emissions of Air Pollution From Nonroad Diesel Engines and Fuel: Proposed Rule. 68 FR 28327, 23 mai, 2003, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. [Disponible à <http://www.epa.gov/fedrgstr/>].
- U.S. EPA. 2003b. Procedures for Developing Base Year and Future Year Mass Emission Inventories for the Nonroad Diesel Engine Rulemaking. U.S. Environmental Protection Agency, Rapport n° EPA-454/R-03-009, avril 2003.
- Venkatram, A., Karamchandani, P.K., Misra, P.K. 1988. Testing a comprehensive acid deposition model. *Atmos. Environ.* 22, 737-747.
- Venkatram, A., Karamchandani, P.K., Pai, P., Goldstein, R. 1994. The development and application of simplified ozone modeling system (SOMS). *Atmos. Environ.* 28, 3665-3678.
- Venkatram, A., Karamchandani, P.K., Pai, P., Sloane, C., Saxena, P., Goldstein, R. 1997. The development of a model to examine source-receptor relationships for visibility on the Colorado Plateau. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 47, 286-301.
- Vet, R.J., Brook, J.R., Dann, T.F., Dion, J. 2001. Nature de la masse, de la composition et des précurseurs des P_{2,5} au Canada. Chapitre 4 dans: Rapport Complet: Contributions des précurseurs aux matières particulaires dans l'air ambiant au

Canada. Rapport du SMC, Catalogue n° En56-167/2001F,
ISBN 0-662-30650-3, mai, Service météorologique du
Canada, Environnement Canada, Downsview,
Ontario, 95-146. [Disponible à
http://www.msc-smc.ec.gc.ca/saib/smog/smog_f.html]

WxPrime Corp. 2004. Emissions-Scenarios Simulations of
Potential Nitrogen Emission Reductions Using the Acid
Deposition and Oxidant Model (ADOM). Rapport présenté au
Service météorologique du Canada, Environnement Canada,
mars, 51 p.

Les effets sur les forêts et les sols

D. Houle

5.1 MESSAGES CLÉS

- ➡ Les bassins versants forestiers de l'est du Canada subissent des pertes nettes en cations basiques, en particulier le Ca^{2+} . Ce phénomène est répandu. Des études récentes ont permis de corroborer l'existence d'une relation entre la perte en cations basiques des sols acidifiés et la baisse du taux de croissance et de la santé des arbres.
- ➡ Il y a de plus en plus de preuves selon lesquelles les réserves du sol en cations basiques interviennent dans le phénomène d'acidification par les dépôts acides des eaux de surface des bassins versants et dans la façon dont leur pH évolue en fonction des réductions des émissions qui en sont la cause.
- ➡ Dans la majorité des bassins versants de l'est du Canada, la quantité de sulfates entraînée par les eaux de surface excède la quantité qu'elles reçoivent des dépôts acides. Les sources probables de ce « surplus » de sulfates proviendraient de la désorption des sulfates fixés dans le sol ou du lessivage des sulfates qui résultent de la décomposition de la matière organique. Ces processus génèrent tous deux de l'acidité. Les modèles de calcul des charges critiques des eaux de surface, lesquels sont seulement basés sur l'entrée de sulfates atmosphériques, se trouvent à sous-estimer le dépassement de la charge critique des bassins versants qui subissent des pertes considérables en sulfates.
- ➡ La plupart des stations de l'est du Canada ne risquent pas de devenir saturées en N. Cependant, les scientifiques se demandent ce qui peut résulter à long terme d'un apport chronique de N.

5.2 INTRODUCTION

Au cours des dernières années, un nombre croissant de publications scientifiques ont documenté la baisse de la qualité du sol et de la santé des forêts exposées aux retombées (ou dépôts) acides. La relation entre les dépôts acides et la qualité du sol a commencé à être reconnue dans l'est du Canada et dans le nord-est des É.-U. lorsque les chercheurs ont observé que les sols de bassins versants forestiers calibrés affichaient une perte nette de cations

basiques (Houle et al., 1997; Kirchner, 1995; Likens et al., 1996; Watmough and Dillon, 2003a). Dans de nombreux cas, le taux de déplétion de cations basiques dépassait le taux des apports provenant des dépôts atmosphériques et du processus d'altération du sol. Les cations basiques tels que le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}) et le potassium (K^+) sont des éléments nutritifs essentiels au métabolisme des arbres et à leur croissance. Conséquemment au consensus grandissant selon lequel il y existe une relation entre la disponibilité dans le sol des cations basiques et la vigueur des arbres, on s'est inquiété de la viabilité des forêts à long terme, en particulier dans les régions forestières de l'est du Canada pauvres en cations basiques.

Par ailleurs, nos connaissances ont progressé sur la complexité des relations qui existent entre les propriétés du sol, la qualité des eaux de surface et le rétablissement des écosystèmes acidifiés. Nous savons que la superficie occupée par les lacs et les cours d'eau constitue en général moins de 15% de la superficie du bassin versant. En conséquence, la qualité des eaux de surface est davantage déterminée par la nature des eaux qui traversent les sols du bassin versant plutôt que par la nature des précipitations qui tombent directement dans les lacs ou les cours d'eau.

Les réactions entre les composantes chimiques des précipitations et des sols déterminent la nature chimique de l'eau qui traverse les sols des bassins versants avant de se diriger vers les cours d'eau et les lacs. L'acidité des précipitations a pour effet de diminuer la teneur des sols en cations basiques. Toute baisse de concentrations de cations basiques dans les sols aura des conséquences sur l'acidité de l'eau qui s'écoulera vers les cours d'eau et les lacs. Or, on pense que certains des effets attendus des mesures de réduction de l'acidité des précipitations, obtenues grâce à la lutte contre les pluies acides au Canada et aux É.-U., ne se seraient pas produits, à cause de la baisse de capacité des sols à neutraliser l'acidité. Puisque la capacité des écosystèmes aquatiques à supporter le biote est liée à l'acidité des eaux de surface, on craint que la perte de cations basiques des sols n'entrave le rétablissement de la diversité des espèces dans ces écosystèmes.

On craint aussi que l'azote (N) contenu dans les dépôts acides n'altèrent les propriétés chimiques du sol, ne nuisent aux arbres et à la qualité de l'eau. Les émissions d'oxydes de N sont élevées en Amérique du Nord et demeurent constantes depuis 1985. Le N est un élément nutritif essentiel à la croissance des arbres qui n'est pas présent en quantité suffisante dans les écosystèmes de l'est du Canada. Les dépôts atmosphériques de N peuvent influencer le taux de croissance des arbres. Lorsque les dépôts excèdent la capacité des écosystèmes terrestres à utiliser le N, un surplus de N inorganique peut s'accumuler dans les sols. Ce surplus pourrait contribuer à acidifier les sols et les eaux de surface et à accroître leur déplétion respective en cations basiques (Fenn et al., 1998; Currie et al., 1999; Aber et al., 1998; Stoddard, 1994).

Ce chapitre présente la synthèse des connaissances actuelles se rapportant aux effets des dépôts atmosphériques acides sur la qualité des sols et la santé des forêts. Ce chapitre constitue en quelque sorte la mise à jour du volume 4 du Rapport d'évaluation de 1997 sur les pluies acides au Canada, intitulé « The Effects on Canada's Forests ». Nous passons en revue les publications scientifiques et les études parues depuis 1995. Nous abordons dans la foulée la question des lacunes scientifiques à combler et des besoins à satisfaire en matière de recherche future.

5.3 CONCLUSIONS DE L'ÉVALUATION DE 1997 S. Couture, C. Gagnon et D. Houle

Quatre conclusions clés reliées aux dépôts acides et à la santé des forêts sont ressorties du Rapport d'évaluation de 1997 sur les pluies acides au Canada (Volume 4: The Effects on Canada's Forests) (Environment Canada, 1997).

1. Le dépérissement des forêts a été associé aux dépôts atmosphériques acides. Une étude réalisée à la Baie de Fundy au Nouveau-Brunswick située sur la côte-est canadienne a permis de montrer qu'une relation existait entre des épisodes récurrents de brouillards acides et les symptômes suivants, apparus sur les bouleaux à papier et bouleaux à feuilles cordées: brunissement des feuilles et chute prématurée, mort de brindilles et de branches (Cox et al., 1996). Les nuages et la pluie pollués ont aussi été considérés comme menaçants pour la santé des forêts, particulièrement aux altitudes moyenne et haute, là où les conditions de vie des forêts sont déjà naturellement difficiles. On a montré un lien étroit entre le dépérissement d'épinettes rouges observé dans les hautes altitudes des Appalaches, l'augmentation de leur respiration et le ratio aluminium/calcium mesuré dans leur bois (McLaughlin et al., 1991).
2. La charge déterminée (ou cible) de 20 kg de sulfate humide/ha/a en retombées acides se révèle critique pour les écosystèmes forestiers sensibles.
3. Des changements se sont produits sur la surface de feuillage d'arbres exposés aux dépôts acides. Les fonctions physiologiques reliées au lessivage, à la reproduction, à la résistance au froid et à la croissance ont été perturbées. Une étude menée en laboratoire sur la réaction d'épinettes rouges et d'épinettes de Sitka soumis à des pluies acides simulées a démontré que la structure des cires dont sont couvertes leurs aiguilles était passée de cristalline à amorphe à des pH s'approchant des conditions auxquelles ces forêts sont soumises (Krywault et al., 1996; Bytnerowicz et al., 1998). Par ailleurs, on a démontré que les pluies acides avaient eu pour effet d'augmenter le lessivage foliaire, cet effet s'étant répercuté négativement sur la concentration foliaire des éléments nutritifs et conséquemment sur la croissance des arbres (Hogan, 1992). On a observé que dans la région de la Baie de Fundy, fréquemment recouverte de brouillard d'advection marin acide (pH < 3,5), le système reproducteur de bouleaux à papier et de bouleaux à feuilles cordées avait été inhibé. On a rapporté que chez ces arbres anémophiles, cela se produisait sous un pH de 5,6 (Hughes and Cox, 1994). On a également trouvé que les pluies acides, à cause de leur teneur en sulfates, diminuaient la capacité des arbres à résister au gel. Une étude a montré qu'une augmentation de 0,1% du contenu en soufre des aiguilles d'épinettes rouges faisait baisser leur force de résistance au froid de 2,7°C de moins (Sheppard, 1994). On a rapporté des diminutions du taux de croissance des racines de frênes américains et de pins gris traités à de la pluie acide de pH 3,0 (MacDonald et al., 1986; Chappelka et Chevone, 1986; Amthor, 1986).
4. L'augmentation de l'acidité mesurée dans les sols a eu des effets sur les organismes qui y vivent, les activités de décomposition et sur le cycle de N. Notons la réduction de la diversité microbienne, de la nitrification, la volatilisation ammoniacale et la respiration microbienne dans les sols (Mahendrappa, 1982, 1989, 1991), trois phénomènes devant vraisemblablement réduire la productivité des forêts. L'acidification des sols et son effet d'appauvrissement de cations basiques perturbent les processus chimiques des sols. Les quantités ambiantes de pluies acides mesurées en Ontario ont accéléré la perte de cations basiques des sols dans des érablières sous étude (Foster et al., 1992). Des études menées au Québec ont permis d'établir un lien entre des carences nutritives relevées dans le feuillage d'érables à sucre et un diagnostic de sol déséquilibré en cations basiques (Ouimet et Camiré, 1995).

Les besoins clés en recherche que ces conclusions font ressortir sont de:

1. Calculer les charges critiques des écosystèmes forestiers sensibles et des espèces d'arbres les plus sensibles.
2. Connaître les impacts causés par les retombées sèches et humides de N.
3. Intégrer les impacts cumulatifs causés par les UV-B, l'ozone troposphérique, les métaux lourds et les précipitations acides.
4. Tenir compte dans le secteur forestier des impacts sur l'économie des effets des précipitations acides sur l'environnement.
5. Mieux évaluer – pour mieux les comprendre – les impacts à long terme sur les écosystèmes sensibles des pertes chroniques d'éléments nutritifs de leur sol.

5.4 LES EFFETS DES DÉPÔTS ACIDES SUR LES SOLS ET LES FORÊTS

S. Watmough et R. Ouimet

5.4.1 La déplétion en cations basiques et la santé des forêts

On pense que la perte nette de cations basiques désature les réserves du sol faisant ainsi décliner le pH. Or, puisque le Ca^{2+} et le Mg^{2+} sont des éléments nutritifs essentiels aux plantes, le déclin des concentrations de ces éléments peut ultimement entraîner le déclin de la santé des forêts (Bernier et Brazeau, 1988), de leur croissance (McLaughlin, 1998; Watmough, 2002; Duchesne et al., 2002), de la tolérance des arbres au gel (Dehayes et al., 1999; Schaberg et al., 2002) et de leur capacité à lutter contre les stress biotiques tels que les maladies et les défoliations par les insectes (Horsley et al., 2000; Kolb et McCormick, 1993). Il est cependant difficile de quantifier la relation entre les dépôts de nature acide, la déplétion en cations basiques et la santé des forêts, car ces deux facteurs ne sont pas les seuls responsables de leur état (Bailey et al., 2004). Le climat (Payette et al., 1996), le gel épisodique extrême du sol (Robitaille et al., 1995), les feux (Lamontagne et al., 2000), les épidémies d'insectes (Webb et al., 1995; Eshleman et al., 1998; Duchesne et al., en prép.) et autres facteurs sont aussi concernés. Les connaissances actuelles des réactions des arbres engendrées par la déplétion en cations basiques causée par les dépôts acides sont présentées dans les sections ci-dessous.

5.4.1.1 La déplétion en cations basiques et la croissance et la vigueur des forêts

Dans un certain nombre d'études menées dans l'est de l'Amérique du Nord, on a montré l'existence d'une relation entre acidification du sol et déclin du taux de croissance des arbres (Bondietti et al., 1989, 1990; McLaughlin, 1998; Shortle et Smith, 1988; Shortle et al., 1995; Watmough, 2002; Duchesne et al., 2002). Dans plusieurs d'entre elles, on a pu constater, par la mesure de leurs cernes annuels, qu'il y avait eu augmentation de la croissance des arbres au milieu du XX^e siècle. Mais au cours des dernières décennies, cette augmentation a fait place à un constant déclin (Hornbeck and Smith, 1985; Shortle et Smith, 1988). Cette augmentation a été attribuée à l'effet fertilisant initial provenant des cations basiques rendus mobiles par l'acidification progressive du sol. Les taux de croissance ont par la suite baissé, en concomitance de pertes du sol en cations basiques mesurées dans ses réserves de cations échangeables et de l'augmentation des formes biodisponibles d'aluminium (Al^{3+}) qui a suivi l'acidification progressive des sols (Bondietti et al., 1989).

Les études suivantes corroborent l'hypothèse selon laquelle une acidification prolongée des sols causerait sur les arbres un effet fertilisant initial par mobilisation des cations basiques, et que cet effet serait suivi du déclin de leur taux de croissance, les cations basiques étant lessivés des sols et la biodisponibilité de Al^{3+} s'étant accrue. Une augmentation du contenu en cations basiques du bois et du feuillage en réaction à l'acidification du sol a été observée dans des études à court terme au cours desquelles des sols forestiers avaient été artificiellement acidifiés (Hutchinson et al., 1998; Watmough et al., 1999a). Au Québec par exemple, des épinettes rouges ont montré des teneurs élevées de Ca^{2+} et de Mg^{2+} dans les cernes de leur bois formé au milieu du XX^e siècle. Dans les cernes formés après cette période, la teneur de ces éléments a baissé de façon continue tandis que la teneur en Al^{3+} y avait augmenté, ces deux phénomènes se trouvant concomitants du déclin de croissance des arbres (Bondietti et al., 1990). Watmough (2002) a rapporté que 43% de la variabilité observée dans la croissance d'érables à sucre poussant dans le centre de l'Ontario pouvaient s'expliquer par les différentes concentrations en Ca^{2+} et en Al^{3+} observées dans le bois: la croissance faible était associée aux faibles concentrations en Ca^{2+} et aux fortes concentrations en Al^{3+} . Mohamed et al. (1997) ont aussi rapporté que des teneurs élevées de Al^{3+} avaient été trouvées, en Ontario, dans le bois d'érables à sucre dépérissants. Dans un inventaire extensif de plus de 14 000 arbres réalisé en Ontario, McLaughlin (1998) a montré une relation entre saturation faible des sols en cations basiques, leur teneur élevée en Al^{3+} et la présence de

mortalité et de symptômes de dépérissement dans le cas de l'érable à sucre. De plus, McLaughlin (1998) a évalué qu'après le milieu des années 1960, la croissance des forêts en Ontario avait connu un déclin, qui avait varié entre 0,66 et 0,96 m³/ha/a. Ce déclin de croissance s'est révélé plus important là où les sols présentaient un faible pouvoir tampon.

Au Québec, les scientifiques forestiers ont mené une étude (14 stations) au cours de laquelle ils ont pu observer que les dépôts atmosphériques de S et de N, l'acidité échangeable de la couverture morte au sol et la croissance et la santé de l'érable à sucre étaient interreliés (Duchesne et al., 2002). L'évolution de la croissance en surface terrière de l'érable à sucre était reliée négativement au taux de dépérissement de la santé des peuplements forestiers, à l'acidité échangeable de la couverture morte et aux dépôts atmosphériques de S et de N. La réduction du taux de croissance a atteint 17% dans les peuplements d'érable à sucre en dépérissement par rapport aux peuplements en santé. Le déclin de croissance dans ces peuplements a débuté dans le début des années 1960, soit de nombreuses années avant que des symptômes visibles de dépérissement se soient manifestés. Ces résultats ont été corroborés par le réexamen des données de l'étude précédente (16 stations) de Payette et al. (1996) à l'issue de laquelle ils n'avaient pas trouvé, par la mesure de la largeur des cernes annuels, de relation entre les dépôts acides et la croissance de l'érable. Pour le réexamen, on a utilisé la même base de données sur les carottes de sondage, mais cette fois-ci on y a utilisé l'accroissement en surface terrière plutôt que les mesures de largeur. Cela a permis de révéler, qu'entre 1955 et 1989, l'existence d'une relation inverse entre la croissance des arbres et le taux de dépérissement, quel que soit l'âge des arbres (Duchesne et al., 2003). Les résultats de ce réexamen permettent de penser que la croissance et la santé de ces arbres auraient été affectées depuis le milieu des années 1950.

La relation entre la déplétion de cations basiques des sols et le déclin de la santé et de la croissance des arbres a aussi été corroborée par les expériences de chaulage. Les études qui ont eu lieu au Québec ont montré que réduire l'acidité du sol en chaulant avait eu pour effet d'améliorer la croissance et la santé de l'érable à sucre. La croissance des arbres variait linéairement avec le taux d'application de la chaux (Moore et al., 2000) et le rapport Ca/acidité des sites d'échanges du sol (Houle et al., 2002).

En plus d'être associée à un effet sur la croissance, la déplétion des sols en cations basiques a aussi été associée au déclin de la santé des arbres. Aux stations forestières qui sont extrêmement sensibles aux dépôts acides au Canada, qui sont caractérisées par de faibles teneurs en cations

basiques échangeables, les teneurs des sols en éléments nutritifs semblent s'approcher du seuil critique préjudiciable à la santé des arbres. Des carences en Ca²⁺, Mg²⁺ et K⁺ diagnostiquées dans le feuillage des érables à sucre ont été associées, dans tout l'est de l'Amérique du Nord, au dépérissement des forêts de même qu'à leur sensibilité plus grande aux attaques d'insectes, aux infections de champignons et aux agressions du climat (Bernier et Brazeau, 1988; Horsley et al., 2000; Kolb et McCormick, 1993; Ouimet et Camiré, 1995). Dans certaines études, les symptômes du dépérissement se sont montrés réversibles et la croissance des arbres a été améliorée par l'ajout de fertilisants riches en cations basiques (Moore et al., 2000). Adams et Hutchinson (1992) ont rapporté que les symptômes du dépérissement d'érables à sucre en Ontario s'aggravaient à mesure que les concentrations en Ca²⁺ dans les racines diminuaient et que celles de Al³⁺ augmentaient.

Au cours des cinq dernières années, les preuves établissant que les dépôts acides avaient un impact sur les propriétés des sols et la vigueur des arbres se sont accumulées. Les études décrites dans ce chapitre montrent que les dépôts acides affectent négativement la croissance et la santé des arbres, ce phénomène s'étant développé sur plusieurs décennies.

5.4.1.2 La déplétion en cations basiques, la tolérance au gel et aux stress biotiques et abiotiques

Les arbres au feuillage pauvre en cations basiques les rendent plus vulnérables aux stress naturels (gel, sécheresse, défoliation par les insectes). Nombre d'études ont montré que l'appauvrissement du calcium constitutif des membranes des feuilles (mCa²⁺) peut diminuer la tolérance des arbres au gel (Dehayes et al., 1999; Schaberg et al., 2002), en particulier chez les arbres croissant à leur limite de distribution, dans les stations en haute altitude. La baisse du mCa²⁺ peut être causée par la baisse des réserves du sol en Ca²⁺, l'augmentation de la fertilisation en N et l'augmentation du lessivage du Ca²⁺ du feuillage engendrée par les brouillards acides (Jiang et Jagels, 1999; Shaberg et al., 2000, 2002) et les dépôts acides (Houle et al., 1999).

Chez les arbres, de faibles teneurs en cations basiques peuvent aussi réduire leur capacité à surmonter les défoliations des insectes ou la sécheresse. Par exemple, Demchik et Sharpe (2000) ont rapporté que les chênes rouges (*Quercus rubra*) croissant dans le sud-ouest de la Pennsylvanie sur des sols sableux faiblement saturés en cations basiques et dotés d'un faible rapport Ca²⁺/Al³⁺ s'étaient montrés plus susceptibles à la sécheresse que ceux croissant à proximité dans des sols plus riches en cations basiques. De même, Horsley et al. (2000) ont rapporté que le dépérissement de

l'érable à sucre observé en Pennsylvanie découlait de l'interaction qui s'était produite entre de faibles concentrations de Mg^{2+} (et de Ca^{2+}) et le stress de la défoliation.

5.4.2 L'acidification et les microbes du sol

Les champignons endomycorhiziens et d'autres microbes jouent un rôle vital chez l'arbre. En s'associant à ses racines, ils lui permettent d'absorber les éléments nutritifs du sol dont il a besoin. Au cours d'une expérience, Ouimet et al. (1995) ont observé que la colonisation des racines par les champignons endomycorhiziens était régulée par la chimie du sol. Cette dernière influençait donc directement la nutrition et la santé de l'érable à sucre. L'analyse des données a montré que la fréquence d'endomycorhization avait été corrélée positivement avec le pH du sol et le Mg^{2+} échangeable et négativement avec la proportion de H^+ et de Al^{3+} retenus sur le complexe d'échange du sol. En gardant à l'esprit le rôle des champignons endomycorhiziens dans la nutrition des arbres, ils ont trouvé que les érables à sucre au Québec qui avaient présenté des symptômes visibles de dépérissement étaient caractérisés par un taux d'endomycorhization plus bas et avaient subi un stress nutritionnel plus grave que les érables à sucre en santé. Par ailleurs, les études expérimentales de Thirukkumaran et Morrison (1996) ont montré que l'application d'acide sulfurique (H_2SO_4), seul ou combiné à de l'acide nitrique (HNO_3), avait fait baisser la respiration des microbes, leur biomasse et le contenu de cette dernière en carbone. Cependant, ces baisses ont été observées à des pH d'environ six fois ceux que reçoivent les bassins versants où les dépôts acides y sont élevés, tels que Turkey Lakes dans le centre-sud de l'Ontario.

5.4.3 L'impact direct des dépôts acides sur les surfaces foliaires et sur la reproduction

Dans les stations côtières ou dans les stations situées en haute altitude soumises à de fréquents épisodes de brouillard acide, il peut arriver que les pluies acides endommagent directement les arbres (Cox et al., 1996; Kouterick et al., 2001). Des études en laboratoire ont montré que la structure des cires qui recouvrent les aiguilles de certaines espèces d'arbres passait de cristalline à amorphe aux pH que l'on mesure dans l'est du Canada (Percy et Baker, 1991; Percy et al., 1990). Certaines études ont permis de révéler la présence d'un lien entre le dépérissement forestier et cet accroissement de l'absorption de métaux trace dans le feuillage dans des conditions de bas pH (Watmough et al., 1999b) et à des concentrations élevées en métaux trace, telles qu'on en trouve souvent dans les brouillards acides caractéristiques des stations situées en haute altitude (souvent d'un ordre de grandeur plus élevé que dans la pluie) (Lin et al., 1995; Gawel et al., 1996). Les cires du feuillage

chimiquement altérées perdent leur eau et tendent à retenir des solutés susceptibles de provoquer l'absorption d'ions dommageables (Percy et Baker, 1991).

Le système reproducteur des plantes à pollinisation anémophile est sensible aux dépôts acides. Hughes et Cox (1994) ont rapporté que, près de la Baie de Fundy, la germination des grains de pollen et les réactions physiologiques de base du bouleau à papier et du bouleau à feuilles cordées avaient été inhibées à partir de $pH < 5,6$. Il est reconnu que les dépôts acides peuvent lessiver les cations basiques de la surface des feuilles (Sayre et Fahey, 1999). On a trouvé que la photosynthèse du tulipier de Virginie et de l'épinette rouge avait diminué après traitement à de la pluie acide de $pH 3,0$ (Meng et al., 1994; Roberts, 1990). Cependant, les effets négatifs des dépôts acides sur les propriétés du feuillage (photosynthèse, croissance, etc.) ne se manifestent en général au Canada qu'à des quantités rarement mesurées dans la plupart des milieux (Dixon et Kuja, 1995; Hogan, 1998; Scott et al., 1989).

5.4.4 La croissance des forêts et les charges critiques

De nombreuses régions de l'est du Canada reçoivent des quantités de dépôts acides qui dépassent le pouvoir tampon des sols (c.-à-d. qu'ils excèdent la charge d'acidité qui leur est critique: voir chapitre 8). En se servant des données de la base du Dispositif national d'alerte rapide pour les pluies acides (DNARPA), Moayeri (2001) a démontré que la transparence du couvert forestier (une mesure de l'absence de couvert) était reliée au dépassement de la charge critique des sols. On a aussi observé qu'en Ontario la croissance de l'érable à sucre y était plus faible là où la charge critique des sols avait été dépassée (Watmough, 2002). Au Québec, les analyses des données du réseau RÉSEF ont montré qu'entre les années 1970 et 1990 les peuplements feuillus et résineux situés dans les régions où la charge critique avait été dépassée avaient crû selon un taux 30% plus faible que dans les stations forestières situées dans les régions dont les sols n'ont pas montré de dépassement de cette charge (Ouimet et al., 2001). Toutefois, ces observations n'ont pas pu démontrer de rapport de cause à effet entre les dépôts acides et la baisse de croissance. On doit cependant garder à l'esprit 1) que les sols riches en cations basiques échangeables risquent moins de subir le dépassement de leur charge critique que les sols pauvres en ces cations 2) qu'une proportion inconnue de cette différence de 30% dans le taux de croissance peut autant relever des caractéristiques intrinsèques des stations plutôt que des seuls effets des dépôts acides. Néanmoins, les dépôts acides dépassent les charges critiques que peuvent recevoir les sols sur de grandes portions de territoire de l'est du Canada (Arp et al., 1996; Ouimet et al., 2001; Watmough et Dillon, 2003b), ce qui

permet de supposer que les forêts qui s'y trouvent risquent d'en subir les effets néfastes. Les effets des charges critiques sont discutés au chapitre 8, où l'on y présente de l'information supplémentaire sur cette question.

5.5 LES SOURCES DE S, SON TRANSPORT ET SON DEVENIR DANS DES BASSINS VERSANTS DU CANADA

C. Eimers et D. Houle

Au cours des dernières décennies, les réductions majeures des émissions de dioxyde de soufre (SO_2) en Amérique du Nord ont eu pour effet de réduire les concentrations de sulfate (SO_4^{2-}) dans les eaux de surface de l'est du Canada (Houle et al., 1997; Clair et al., 1995; Kemp, 1999) et du nord-est des É.-U. (Stoddard et al., 1999). L'application de mesures de réduction de SO_4^{2-} a eu pour effet de faire baisser l'acidité de certains lacs, mais pas pour d'autres (Bouchard, 1997; Stoddard et al., 1999). On peut lire ci-dessous la synthèse du bilan du S (les entrées – les sorties) de quelques bassins versants de l'est du Canada.

5.5.1 Le bilan du S et ses réserves dans quelques bassins versants de l'est du Canada

Les bilans entrée-sortie de composés chimiques conservateurs permettent de déduire les processus biogéochimiques qui ont cours à l'intérieur d'un bassin versant ou d'un lac. Puisque les concentrations de SO_4^{2-} présentes dans les lacs de tête sont principalement fonction des entrées de SO_4^{2-} qui proviennent de la partie terrestre du bassin versant, la connaissance du bilan entre les entrées et les sorties de SO_4^{2-} peut aider à caractériser l'évolution du S dans les sols du bassin versant et à estimer la réaction des eaux réceptrices en lien avec les variations observées dans les dépôts atmosphériques de SO_4^{2-} .

5.5.1.1 Les paramètres entrant dans le calcul du bilan entrée-sortie

Les bilans entrée-sortie se représentent le plus simplement par:

entrée – sortie = changement net

Un bilan plus complet des éléments comprendrait:

[dépôts atmosphériques (humides, secs, brouillard) + altération + transfert aux eaux souterraines + amendements (par ex., par la fertilisation, le chaulage)] – [débit à l'exutoire + écoulement latéral (seepage) de l'eau souterraine + émissions gazeuses + prélèvement de biomasse (par ex., par la récolte forestière)] = changement net

Les réseaux de surveillance à long terme de l'acidification dans l'est du Canada sont installés dans des bassins versants caractérisés par un réseau hydrologique simple et une géologie sensible à l'acidité. Dans la majorité d'entre eux, l'eau souterraine ne constitue pas une composante importante du bilan de l'eau. On considère que les entrées de SO_4^{2-} induites par l'altération minérale sont mineures dans la majorité des stations parce que la roche mère est imperméable et que les sols sont minces (par ex., Houle et Carignan, 1995). De plus, les émissions gazeuses de S réduit qui émanent des stations aérées et sèches des bassins versants forestiers sont généralement négligeables. Le bilan du S dans ces stations forestières non perturbées (c.-à-d. non récoltées) peut donc se simplifier à:

dépôts atmosphériques – exportation par les eaux d'écoulement = changement net

5.5.1.2 Les résultats du bilan du S de bassins versants de l'est du Canada

On a calculé les bilans entrée-sortie moyens du SO_4^{2-} de 35 bassins versants choisis en Ontario, au Québec et en Nouvelle-Écosse pour l'étude à long terme des effets de l'acidification (figure 5.1). Les bilans résultent de la soustraction effectuée entre les dépôts bruts reçus (bulk) durant la période 1993-1996 moins les concentrations de SO_4^{2-} qui ont été exportées par l'eau d'écoulement. Dans la majorité des bassins versants (29/35), l'exportation de SO_4^{2-} a excédé les entrées de SO_4^{2-} (figure 5.2). L'exportation nette de SO_4^{2-} a été considérable. Elle a représenté de 35 à 105% des entrées des bassins versants du centre-sud de l'Ontario; de 3 à 69% des bassins versants situés à l'intérieur du bassin de Turkey Lakes au centre de l'Ontario; de 50 à 92% des bassins du Lac Clair et du Lac Laflamme au Québec et 31% du bassin de Moose Pit Brook de la Nouvelle-Écosse. Par contraste, du SO_4^{2-} a été retenu dans les bassins versants de la région des lacs expérimentaux (*Experimental Lakes Area*; NWIF, EIF, NEIF) au nord-ouest de l'Ontario, dans les sous-bassins versants DE5 et DE6 du Dickie Lake dominés par les milieux humides au centre-sud de l'Ontario et au Québec dans le bassin versant de l'Hermine. Cependant, les données du bassin versant de l'Hermine diffèrent des données de sol, qui ont affiché une exportation nette de S (Courchesne et al., 2001).

L'exportation nette de SO_4^{2-} de ces bassins versants (par ex., les bilans négatifs de SO_4^{2-}) peut être attribuable à 1) une source interne de S ou à 2) la sous-estimation des entrées de S contenu dans les dépôts secs. Les mesures récentes et les modèles indiquent que l'apport des dépôts secs aux entrées totales de S est faible (<25%) dans les bassins versants qui sont situés loin des sources ponctuelles d'émissions de S

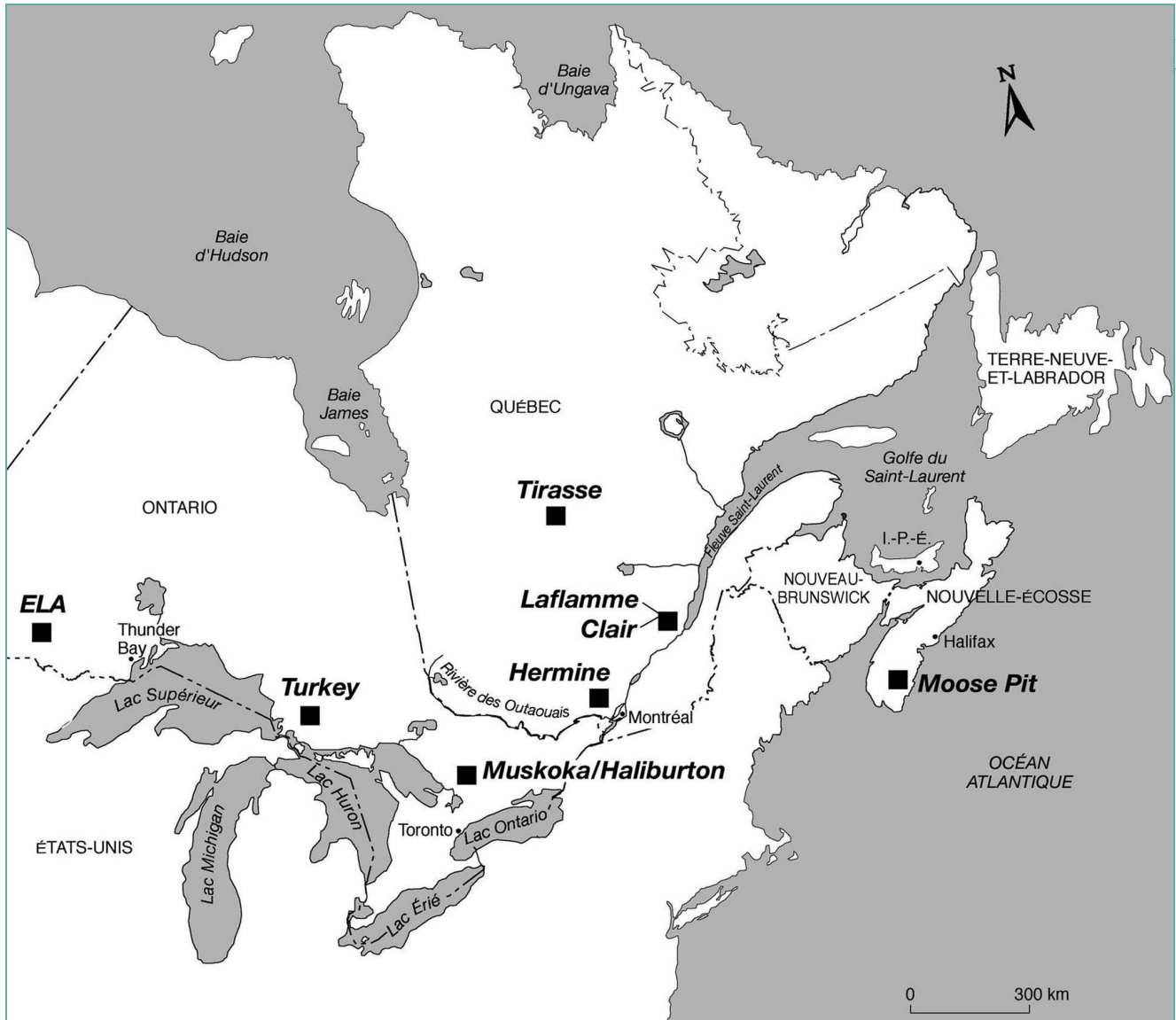


Figure 5.1. Localisation des bassins versants dont les résultats entrent dans la compilation.

(Baumgardner et al., 2002; Sirois et al., 2001). Cependant, l'observation de nouvelles données (voir chapitre 3) nous permet d'avancer que les dépôts de S avaient été sous-estimés dans le passé; dans plusieurs stations, les dépôts secs pouvaient constituer 35% des dépôts totaux. Mais puisque l'exportation de S dépasse les entrées par au moins ce pourcentage, les dépôts secs ne peuvent donc être entièrement responsables de ces pertes nettes. D'ailleurs, Houle et al. (1995) ont démontré que le S organique soluble, qui n'est pas couramment mesuré dans les eaux de surface (contrairement au SO_4^{2-}), pouvait représenter entre 10 et 20% du S total exporté des lacs au Québec (n = 1243). Ceci montre que les quantités de S exportées des bassins versants sont sous-estimées dans les mêmes proportions.

5.5.1.3 Les sources internes potentielles de l'exportation du S

Le largage net de SO_4^{2-} des bassins versants peut se produire selon quatre processus:

- ⇨ L'altération de minéraux contenant du S
- ⇨ L'oxydation de composés de S réduit
- ⇨ La désorption de SO_4^{2-} inorganique
- ⇨ La minéralisation de composés de S organique

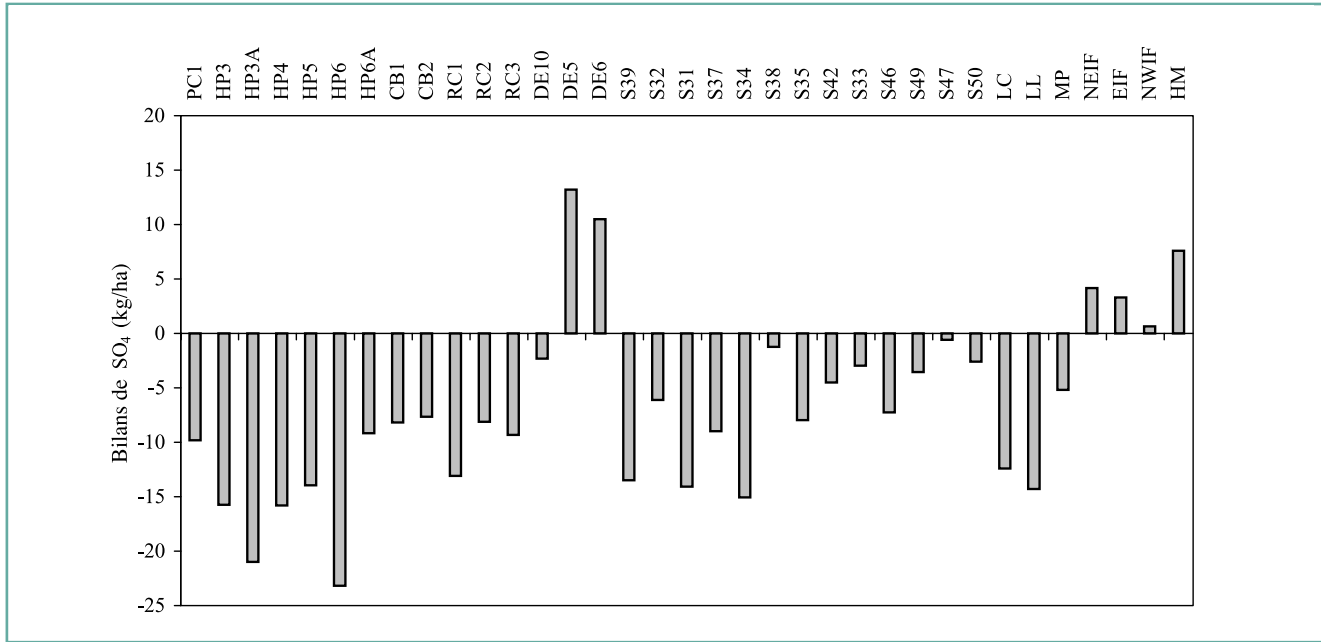


Figure 5.2. Bilans entrée-sortie moyens de SO_4^{2-} (1993-1996) dans 35 bassins versants de l'est du Canada. Les bilans négatifs indiquent qu'il y a davantage de SO_4^{2-} exporté dans les eaux d'écoulement qu'il y en a qui entre dans le bassin versant sous forme de dépôts bruts. Les données présentées sont de Watmough et al. (soumis).

5.5.1.3.1 L'altération

Les bassins versants forestiers décrits dans cette étude sont caractérisés par des sols dérivés de till glaciaire et de roche-mère ignée. Dans ces types de bassins versants, l'apport de S (ou l'entrée) par l'altération est généralement faible; le granite typique contient moins de 100 mg S/kg (Mitchell et al., 1992). Par exemple au Lac Laflamme, l'altération contribuerait pour ~ 1% des sorties de S (Houle et Carignan, 1995). Par ailleurs, dans les écosystèmes forestiers dont les sols dérivent de matériau sédimentaire, la contribution de l'altération au bilan du S peut être importante (Mitchell et al., 1986). Dans la présente évaluation, on n'a rapporté aucune quantité considérable de dépôts de minéraux mesurée dans les stations forestières canadiennes de surveillance à long terme (Jeffries et Snyder, 1983; Houle et Carignan, 1995). Par conséquent, la contribution de l'altération au bilan du S dans cette étude peut être considérée négligeable.

5.5.1.3.2 L'oxydation des composés de S réduit

Les sols des milieux humides sont sinon continuellement détrempés, du moins périodiquement; ils sont typiquement anoxiques dans la zone inférieure du profil. La réduction du sulfate durant la décomposition anaérobie produit des sulfures, lesquels constituent des produits de stockage stables de S en condition d'oxygène limité. Les concentrations totales de S dans ces sols équivalent souvent à un ordre de grandeur plus grand que les concentrations mesurées à proximité de milieux où les sols sont bien drainés

(Eimers et al., 2003). Durant les périodes sèches, le niveau d'eau s'abaisse; l'oxygène pénètre alors dans les sols. Le S s'oxyde; il s'ensuit un largage de SO_4^{2-} . Par conséquent, les variations du climat peuvent mener à de la variation dans les flux de SO_4^{2-} des bassins versants dominés par les milieux humides et ainsi brouiller la relation entre la réduction des dépôts de SO_4^{2-} et la réduction attendue des concentrations en SO_4^{2-} dans les eaux de drainage (Dillon et al., 1997; Eimers et Dillon, 2002). Un largage net considérable de SO_4^{2-} suivant des périodes de sécheresse estivale a été rapporté pour les bassins versants caractérisés par la présence de milieux humides: bassin versant de Turkey Lakes, dans les régions de Muskoka-Haliburton et des lacs expérimentaux (Bayley et al., 1986; LaZerte, 1993; Devito, 1995; Jeffries et al., 2002). Cependant, pour la majorité de ces bassins versants, les milieux humides représentaient une faible proportion des bassins, ces derniers étant plutôt dotés de sols bien drainés; par conséquent, on ne croit pas que ce processus d'oxydation des composés de S réduit soit suffisamment répandu et important pour expliquer les pertes nettes de S observées au cours des trois ans qu'a duré l'étude.

5.5.1.3.3 La désorption

Le SO_4^{2-} qui est adsorbé à la surface des minéraux du sol est en équilibre cinétique avec le SO_4^{2-} en solution; par conséquent, on s'attend à ce qu'une baisse des entrées de SO_4^{2-} dans le sol résultant de réduction de dépôts acides entraîne du largage (désorption) de SO_4^{2-} des surfaces des



particules de sol (Chao et al., 1962; Reuss et Johnson, 1986). À la station de Plastic Lake situé dans le centre-sud de l'Ontario, Hern (1990) a ajouté au sol des solutions qui contenaient initialement 5 mg/L et 10 mg/L de SO_4^{2-} (pH à l'équilibre de ~ 5); trois fois plus de SO_4^{2-} a été largué dans le cas de la plus petite concentration.

En Allemagne et en République tchèque, les bilans entrée-sortie sont passés de positif (rétention nette) à négatif (exportation nette) au début des années 1990, un renversement de situation qui coïncide avec le déclin soudain et draconien (>50%) des dépôts atmosphériques de SO_4^{2-} (Prechtel et al., 2001). Dans l'est du Canada, les dépôts atmosphériques de SO_4^{2-} ont généralement commencé à diminuer au début des années 1970. Cependant, la majorité des programmes de surveillance ont été lancés à partir de la fin des années 1970 (par ex., avec les études de bassins versants à Dorset) et au début des années 1980 (par ex., les bassins versants de Turkey Lakes et du Lac Laflamme). Les plus longues séries temporelles de données de suivi de la qualité de l'eau proviennent de la région des lacs expérimentaux (ELA). Elles remontent à 1971. De manière générale, les bilans entrée-sortie des sulfates à l'ELA sont passés de négatifs durant les années 1970 (moyenne de -11% relativement aux entrées par les dépôts bruts) à positifs pour la plupart durant les années 1980 (moyenne de +5%), ce qui laisse supposer qu'un nouvel équilibre aurait été atteint.

Dans les sols de l'ELA, les réserves en S sont faibles; cette situation s'explique par la très faible épaisseur des sols qui caractérisent ces bassins versants combinée au faible apport de S fourni par les dépôts atmosphériques au cours du temps. Théoriquement, les bassins versants dotés de petites réserves de S devraient réagir plus rapidement à la baisse des dépôts atmosphériques que ceux dotés de réserves de S plus grandes. Par exemple, le bassin versant de Plastic Lake à l'ELA caractérisé par des sols très minces (moyenne de 50 cm) et des dépôts de till d'épaisseur négligeable présente des concentrations de SO_4^{2-} adsorbé extrêmement élevées. Les réserves du sol de SO_4^{2-} sont de 290 kg S- SO_4 /ha. Étant donné que l'exportation nette à Plastic Lake est d'environ 6 kg S- SO_4 /ha/a, il est vraisemblable de supposer que le largage net pourrait provenir de nombreuses décennies de désorption dans le cas où les concentrations en SO_4^{2-} des dépôts atmosphériques continueraient à décroître (Eimers et al., 2004).

Par ailleurs, Houle et Carignan (1995) ont avancé, au terme d'exercices de modélisation, que les réserves des sols en S- SO_4 adsorbé du bassin versant du Lac Laflamme atteindraient rapidement un équilibre (entre trois et quatre ans), compte tenu des concentrations de SO_4^{2-} présentes dans la solution du sol (tableau 5.1). La réserve de SO_4^{2-} adsorbé ne pourrait donc être la seule cause du largage à long terme. Par contre, les auteurs ont traité la réserve de SO_4^{2-} adsorbé comme une entité discrète, considérant les dépôts atmosphériques pour seule entrée. La concentration prévue de SO_4^{2-} dans la réserve a aussi

Tableau 5.1. Localisation des stations et leurs caractéristiques; dépôts bruts moyens de SO_4^{2-} et bilan pour la période 1993-1997, à moins d'être mentionné.

Sites	Lat	Long	Superficie (ha)	P (mm)	Dépôt brut de SO_4^{2-} (kg/ha)	[(sortie-entrée)/entrée]*100	Références ²
Muskoka-Haliburton (15 bassins versants)	45-48	78-79	10-190	990	21-25	-35 to -105%	Eimers and Dillon, 2002
Turkey Lakes (13 bassins versants)	47	84	4-67	1300	20	-3 to -69%	Beall et al., 2001
Région des lacs expérimentaux (ELA) — 3 bassins versants	49	93	12-170	690	5-8	+10 to +64%	Watmough et al., en révision
Lac Laflamme	47	71	68	1300	13-21	-92%	Houle et Carignan, 1992
Lac Clair	46	71	226	1350	21-28	-50%	Houle et al., 1997
Lac Tirasse	49	73	56	810	9 (moy. 1997-00)	-36%	Watmough et al., en révision
Hermine	45	74	5	1150	33 (moy. 1994-97)		Courchesne et al., 2001
Moose Pit Brook	44	65	42	1350	10-14 ¹	-31%	Watmough et al., en révision

¹ Corrigé pour tenir compte du sel de mer

² Références consultées pour l'obtention de la description détaillée des méthodes d'échantillonnage et des caractéristiques des stations



été systématiquement plus basse que la concentration observée. Cet écart entre les valeurs observées et prévues a été attribué à la minéralisation du S organique. Bien que la quantité de SO_4^{2-} adsorbé dans les sols soit généralement faible comparativement aux réserves en S organique, la désorption de SO_4^{2-} pourrait à long terme devenir une source de cet ion dans les eaux de drainage, particulièrement si les concentrations de SO_4^{2-} adsorbé sont maintenues par le largage continu de SO_4^{2-} provenant des composés de S organique.

5.5.1.3.4 La minéralisation

La minéralisation (transformation de S organique en SO_4^{2-} inorganique) et l'immobilisation (transformation du SO_4^{2-} inorganique en S organique) sont deux processus microbiens qui se produisent dans le sol de façon concomitante. La minéralisation peut constituer une source de SO_4^{2-} pour les eaux de drainage si le largage de SO_4^{2-} des composés de S organique excède le taux d'immobilisation de SO_4^{2-} . Les résultats d'un certain nombre d'études donnent à penser que la minéralisation du S organique serait la cause de l'exportation nette de SO_4^{2-} des sols des bassins versants (Houle et al., 2001; Novak et al., 2000; Driscoll et al., 1998; Löfgren et al., 2001). Les facteurs qui influencent le cycle biologique du S sont d'une importance critique pour déterminer les bilans du S, en raison des grandes réserves en S organique dans la plupart des sols forestiers (c.-à-d. comme source potentielle d'exportation de SO_4^{2-}) (figure 5.3).

Gélineau et al. (1989) ont observé qu'entre 32 et 61% du S s'évacuant du bassin versant du Lac Laflamme au Québec

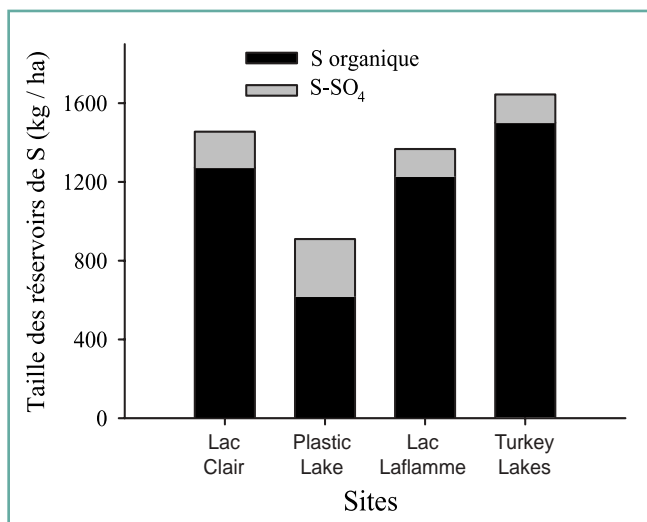


Figure 5.3. Réserves de S du sol des bassins versants de Plastic Lake (données de Neary et al., 1987; Eimers, 2002; Eimers et al., 2004), du Lac Clair (Houle, données non publiées), du Lac Laflamme (Houle et Carignan, 1992) et de Turkey Lakes (Mitchell et al., 1992).

provenait de la minéralisation du S organique. Cependant, on se demande pourquoi la minéralisation devrait excéder l'immobilisation. Si c'est la minéralisation qui est la cause de l'exportation nette de S, c'est qu'elle se serait produite à la suite des variations des retombées atmosphériques de S ou des variations du climat. Dans l'éventualité où la minéralisation résulterait des variations des retombées de S, cela signifierait que les réserves de S organique seraient, du moins en partie, contrôlées par elles ou par la disponibilité du S. Cependant, Houle et al. (2001) n'ont observé dans 21 stations forestières aucune relation entre les retombées atmosphériques de S et les réserves de S suivant le gradient de ces retombées. Par ailleurs, Novak et al. (2001) ont rapporté que dans cinq bassins versants tchèques, les concentrations de S mesurées dans la litière étaient reliées linéairement aux retombées atmosphériques de S. Signalons cependant le faible nombre de bassins versants suivis et l'absence d'information donnée sur les quantités produites par les réserves de S organique et sur la présence d'inclusion de sols minéraux riches en S. Dans des conditions de laboratoire et *in situ*, Houle et al. (2001, 2004a) ont ajouté du $^{35}\text{SO}_4^{2-}$ afin de démontrer que le S ne s'accumulait pas à court terme dans les sols en dépit du fort recyclage de $^{35}\text{SO}_4^{2-}$.

Dans la deuxième éventualité, ce seraient les variations du climat – en altérant le processus biologique du S – qui influenceraient la minéralisation du SO_4^{2-} et son immobilisation. La minéralisation et l'immobilisation résultent de deux processus de l'activité microbienne sensibles aux facteurs qui influencent en général toute activité biologique, comme l'humidité relative du sol et sa température. Des résultats d'études ont montré que les variations du climat, en particulier l'augmentation de la température, entraînaient une minéralisation nette du S (Houle et Carignan, 1995; Driscoll et al., 1998). Foster (1989) a rapporté un effet positif de la température sur le taux de minéralisation du S dans la partie superficielle (horizon F) des sols du bassin versant de Turkey Lakes. Les fluctuations de l'humidité peuvent aussi stimuler la décomposition de la matière organique et accroître le taux de minéralisation. À cet effet, des expériences ont été menées en laboratoire pour noter les réactions de tourbe et de couverture morte séchées puis réhumectées qui ont été prélevées dans les forêts du bassin versant de Plastic Lake et de la station S32 du bassin de Turkey Lakes. Les auteurs ont observé un largage net de SO_4^{2-} (Eimers et al., 2003). Des études de suivi terrain ont aussi révélé que les concentrations en SO_4^{2-} avaient augmenté dans les lessivats du sol superficiel organique (horizon LFH) après des périodes de sécheresse survenues en été (LaZerte et Scott, 1996; Eimers et al., 2004). De même, Courchesne et al. (2001) ont observé au bassin versant de l'Hermine (au nord de Montréal) après des étés secs des concentrations en SO_4^{2-} plus élevées dans l'eau du sol.

5.5.1.4 Les conséquences des pertes nettes de S sur l'acidité du sol et sur les eaux de surface

L'exportation nette de SO_4^{2-} des bassins versants préoccupe, car son largage des sols s'accompagne de lessivage de cations (c.-à-d. Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , H^+ , Al). Le lessivage progressif des cations basiques (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) des sols cause l'acidification de ces derniers (H^+ et Al^{3+} remplacent les cations basiques sur les sites d'échanges). Les solutions de sol devenues acides se drainent dans les eaux de surface (lacs et cours d'eau). Les lacs et les cours d'eau mettront d'autant plus de temps à neutraliser leur acidité qu'il en viendra des solutions de sol. Le délai de rétablissement observé – par des mesures du pH et de la capacité à neutraliser l'acidité (CNA) – de bon nombre de lacs de l'Est de l'Amérique du Nord et de l'Europe a été attribué à la déplétion des réserves du sol en cations basiques. Le rétablissement retardera si l'exportation nette de SO_4^{2-} se poursuit (Stoddard et al., 1999; Kirchner et Lydersen, 1995; Watmough et Dillon, 2003). De plus, les modèles sur les charges critiques, qui calculent le maximum de retombées atmosphériques qu'une région peut recevoir sans montrer d'effets négatifs, sont basés sur les entrées de SO_4^{2-} en provenance de l'atmosphère plutôt que ce qui est exporté par les cours d'eau, ce dernier processus se révélant un meilleur indicateur d'acidification du sol. Par conséquent, les modèles sur les charges critiques sous-estimeront les impacts potentiels des retombées atmosphériques de SO_4^{2-} dans les bassins versants qui afficheront des pertes nettes importantes en SO_4^{2-} .

5.6 LE CYCLAGE DU N DANS LES SOLS FORESTIERS ET SON LIEN POSSIBLE AVEC LE PHÉNOMÈNE DE SATURATION EN N

Alors qu'on a assisté à une réduction des émissions de S au cours des 20 dernières années dans le nord-est des É.-U., les dépôts atmosphériques de N sont demeurés élevés (Erisman et deVries, 2000; Driscoll et al., 2001); on prévoit qu'ils augmenteront jusqu'à 25% d'ici les 25 prochaines années (Galloway et al., 1995). Il y a presque 20 ans, on rapportait que l'accumulation de dépôts de N pouvait nuire aux écosystèmes forestiers (Nihlgard, 1985). Bien que la majorité des forêts tempérées soient généralement limitées en N, un nombre croissant de forêts montrent des signes qu'elles en seraient saturées (Johnson et al., 1991; Stoddard, 1994; Aber et al., 1995; Nodvin et al., 1995; Dise et Wright, 1995; DeWalle et Pionke, 1996; Williard et al., 1997).

On dit qu'il y a saturation en N dans un écosystème terrestre quand il a atteint sa capacité à le retenir. Si l'écosystème est sursaturé, du N inorganique en circulation peut se trouver en surplus, ce qui peut contribuer à acidifier ses sols et eaux de

surface les appauvrissant éventuellement en cations basiques (Fenn et al, 1998; Currie et al., 1999; Aber et al., 1998; Stoddard, 1994). En plus d'acidifier le sol – donc de réduire sa fertilité –, le lessivage de NO_3^- peut accroître le taux d'eutrophisation des lacs et des cours d'eau (Fenn et al, 1998; Erisman et deVries, 2000) et affecter ainsi la qualité de l'eau potable. Cependant, les processus qui contrôlent la rétention du N et sa saturation dans les écosystèmes terrestres sont encore mal connus (Magill et al., 2000).

La section 5.6 présente les nouvelles connaissances sur les processus de rétention et de saturation en N qui se sont produits dans des écosystèmes de l'est du Canada. La première sous-section offre le portrait d'ensemble des bilans de N de bassins versants forestiers de l'est du Canada. Les trois sous-sections suivantes font état des travaux qui ont servi à en savoir davantage sur les processus qui régissent la dynamique du N dans le sol et sur le potentiel de rétention du N dans l'est du Canada. Les études expérimentales ont été réalisées dans les trois types de forêts de l'est du Canada: les érablières (dominance de l'érable à sucre); les sapinières (dominance du sapin baumier) et les pessières (dominance de l'épinette noire). Ce sont les trois espèces constitutives de la majorité des forêts de l'est du Canada.

5.6.1 Le bilan de N dans les bassins versants forestiers S. Watmough

En plusieurs endroits dans l'est du Canada, il est fort possible que la capacité des écosystèmes terrestres à retenir le N des dépôts atmosphériques ait été dépassée. Les méthodes employées pour calculer la charge critique d'acidité des forêts sont principalement basées sur le postulat selon lequel le lessivage de NO_3^- augmente à mesure que le N s'accumule dans les sols (Arp et al., 1996; Ouimet et al., 2001; Watmough et Dillon, 2003). Le lessivage du NO_3^- des sols est prévu s'accroître à mesure que les forêts s'approcheront de la saturation en N (Aber et al., 1991). Les bassins versants forestiers peuvent devenir saturés en N quand les dépôts chroniques de N font augmenter l'ammonium (NH_4^+) et le NO_3^- à des concentrations qui excèdent les besoins des plantes et des microbes (Aber et al., 1991). En plus d'avoir pour effet de lessiver hors des sols le NO_3^- et les cations basiques qui lui sont associés, la saturation en N a pour effet potentiel d'altérer les flux de gaz trace, d'augmenter dans les arbres les concentrations de N, leur sensibilité au gel et aux ravageurs et d'y induire des déséquilibres nutritionnels à mesure que d'autres éléments deviennent limitatifs (Aber et al., 1989; Bowden et al., 1991; Schaberg et al., 2002; Skeffington et Wilson, 1988). La synthèse de données de 126 stations forestières d'Europe a démontré qu'au-dessus du seuil critique

d'environ 10 kg N/ha, le lessivage du N augmentait avec les dépôts atmosphériques de N (Dise et al., 1998; Stoddard et al., 2001). On a rapporté que dans certaines régions d'Europe où les dépôts atmosphériques étaient riches en N (jusqu'à 70 kg N/ha), la composition en plantes herbacées avait changé, passant de plantes adaptées à des faibles concentrations de N à des plantes nitrophiles, c'est-à-dire qui nécessitent beaucoup de N pour se développer (Falkengren-Grerup, 1995; Kellner et Redbo-Torstensson, 1995).

Des réactions dans les forêts de l'Est de l'Amérique du Nord similaires à celles qui ont été observées dans les forêts d'Europe peuvent se produire sous l'effet de l'exposition à long terme à des dépôts élevés en N. C'est pourquoi les efforts de recherche ont été centrés sur la détection des signes précurseurs de saturation en N dans les forêts de l'Amérique du Nord. On a mené des expériences de manipulation à court terme et des études de surveillance à long terme de bassins versants forestiers. Les résultats des études expérimentales sur les réactions des forêts aux amendements en N se contredisent. Les résultats des études expérimentales à court terme confirment plusieurs des réactions prévues des forêts confrontées à des conditions de saturation en N (Magill et al., 1997). Cependant, dans certains cas, il n'y a pas eu d'augmentation considérable de lessivage du N en dépit du fait qu'on en avait ajouté en grande quantité (Christ et al., 1995). Il est important de noter que ces ajouts de N ont de loin excédé les quantités contenues dans les dépôts atmosphériques actuels et prévus.

Les résultats des stations de surveillance à long terme au Canada n'ont pas permis de prouver qu'il y avait eu de pertes de N à cause du phénomène de saturation de cet élément. Présentement, la majorité des bassins versants dans l'est du Canada retiennent entre 83 et 100% du N ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) qui est apporté par les dépôts atmosphériques, à l'exception notable de Turkey Lakes (figure 5.4). En général, le NO_3^- représente seulement de 50 à 60% des dépôts de N, tandis que l'exportation de N est dominée par le NO_3^- . Or, dans ces études de bilan massique, on ne tient pas compte des entrées de N contenu dans les dépôts secs qui peuvent accroître les entrées de N dans les sols de 30 à 70%, ni des entrées de N par fixation. Ne sont pas considérées non plus dans ce bilan la dénitrification (estimée), les pertes de N organique ou les pertes par les arbres exportés lors de l'exploitation forestière. Ces résultats de bilan massique fournissent donc des valeurs approximatives; néanmoins, elles indiquent que les forêts de l'est du Canada accumulent environ de 4 à 10 kg N/ha/a.

Des incertitudes demeurent sur les effets de l'accumulation lente, mais chronique de N: on ne sait pas si les effets

conduiront à la saturation en N ou si les premiers signes observés de saturation en N marquent plutôt le commencement des problèmes d'acidification et d'eutrophisation. Traditionnellement, on postulait qu'une augmentation des quantités exportées de NO_3^- vers les eaux d'écoulement constituait un premier indice de saturation en N (Aber et al., 1989); cependant les quantités annuelles exportées de NO_3^- ont varié grandement entre des bassins versants forestiers adjacents de l'est de l'Amérique du Nord.

L'exportation annuelle de NO_3^- semble être à la fois influencée par les facteurs biotiques (par ex., la composition en espèces d'arbres) et abiotiques (par ex., la profondeur du till, la pente);

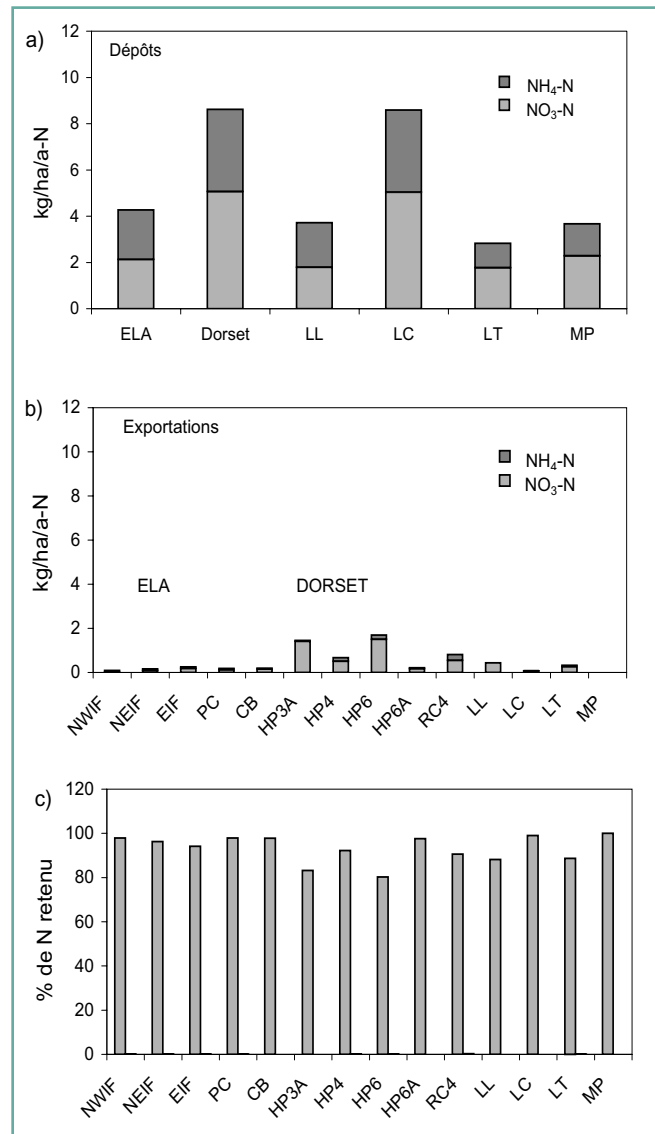


Figure 5.4. Flux d'azote (NH_4^+ , NO_3^-) à travers les dépôts atmosphériques (a), les sorties à l'exutoire des bassins versants (b) et la rétention nette (%) (c) de stations de l'est du Canada. Les données de cette compilation sont de Watmough et al. (soumis).

L'importance relative de ces facteurs est variable entre les régions (Creed et Band, 1998; Devito et al., 1999; Dillon et Molot, 1990; Schiff et al., 2002; Watmough et Dillon, 2002). Dans certains cas, l'exportation de NO_3^- mesurée entre bassins versants adjacents a pu varier d'un ordre de grandeur (Schiff et al., 2002). Dans des études récentes, on a observé que les variations interannuelles considérables des concentrations en NO_3^- dans les cours d'eau de bassins versants forestiers avaient été associées à différentes variables du climat. Mitchell et al. (1996) ont supposé que l'augmentation de l'exportation de NO_3^- observée dans quatre bassins versants forestiers en Nouvelle-Angleterre avait été reliée au gel survenu dans le sol durant la période anormalement froide de l'hiver 1990. Cette augmentation aurait pu porter préjudice aux racines selon ces auteurs. Murdoch et al. (1998) ont rapporté une relation positive entre les concentrations en NO_3^- dans les cours d'eau de bassins versants de l'état de New York et la température annuelle moyenne de l'air; ils ont aussi noté la présence dans l'air de quantités élevées de NO_3^- au cours de cet hiver 1990.

Des études ont montré que l'apport chronique de N avait eu un effet positif sur la croissance forestière (Nellemann et Thomsen, 2001). Bien que ces apports de N puissent se révéler initialement bénéfiques pour les arbres, ils peuvent avec le temps ne mener qu'à des déséquilibres nutritionnels dommageables: l'apport des autres éléments tels que le Ca^{2+} , le Mg^{2+} , le K^+ et le phosphore doit en effet aussi augmenter pour que les arbres puissent concrétiser un tel accroissement.

Présentement nous n'en savons pas suffisamment sur l'impact que produisent à long terme ces entrées chroniques de N dans les bassins versants et cela préoccupe. L'amélioration des connaissances doit porter sur le transport et le devenir du N dans les écosystèmes et sur les conséquences potentielles de son accumulation dans les forêts canadiennes. Les relations entre les entrées de N dans les forêts et la séquestration du carbone (C) doivent être étudiées, car elles jouent un rôle dans les modifications du climat (Brydges, 1998).

5.6.2 Le taux de minéralisation du N dans les stations forestières de l'est du Canada

R. Boutin, R. J. Foster, M. B. Lavigne et D. Paré

Dans le cadre du Programme sur la productivité du Réseau des processus des écosystèmes forestiers, le Service canadien des forêts (SCF) a lancé en 1996 le projet ECOLEAP (Effort COncerté pour Lier l'Écophysologie À la Productivité

forestière). Dans le cadre de ce projet, une étude a porté sur la minéralisation *in situ* de N (transformation du N organique en NO_3^- inorganique) dans 11 stations forestières de l'est du Canada. L'objectif de cette étude était de trouver la présence de relations fonctionnelles entre des facteurs biophysiques spécifiques à la station, le climat, la composition en espèces et la productivité primaire nette (PPN) de l'écosystème.

Des sacs d'incubation (10 rep./station) renfermant du sol organique mélangé (FH) et du sol minéral *in situ* ont été enfouis dans le sol puis récoltés périodiquement dans huit stations dominées par le sapin baumier (*Abies balsamea* L. Mill.) et trois stations dominées par l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.). Les stations de sapinières ont été installées dans les régions de manière à ce que le gradient climatique correspondant aux conditions changeantes du réchauffement climatique soit exprimé de telle sorte que l'on puisse en mesurer les effets potentiels sur la respiration dans le sol (Lavigne et al., 2003). L'incubation des sacs enfouis a débuté en mai-juin 1997; on l'a suivie mensuellement pendant quatre ou cinq mois. En octobre-novembre, les sacs ont été réenfouis pour toute la période hivernale (jusqu'en mai-juin 1998).

Des incubations ont été réalisées pour deux autres années (jusqu'en juin 2000). Des sous-échantillons dans deux stations d'érablière et dans deux de sapinières ont été ajoutés pour connaître la variabilité interannuelle. En juin 2000, on a enfoui des sacs d'incubation dans deux autres stations dominées par l'épinette noire (*Picea mariana* Mill.) que l'on a retirés en octobre 2002. Les concentrations en N-NH_4 et en N-NO_3 des échantillons incubés ont été déterminées à partir d'une extraction au KCl 2 N. Les réserves de C organique et de N total ont été mesurées pour les deux couches de sols à l'étude en vue d'y calculer la minéralisation nette en azote en kg/ha/a . Le tableau 5.2 indique la localisation des stations et des sites d'incubation.

Les résultats de l'année 1997-1998 ont indiqué que le taux de minéralisation nette totale annuelle du N (MAN) dans la couche FH, exprimée par g de sol sec, avait varié de 2 250 $\mu\text{g/g}$ dans le sol relativement riche et uniforme de l'érablière de St-Gilles (STG, 1 site; située au sud de la ville de Québec) à une moyenne de 305 (72-700) $\mu\text{g/g}$ dans les stations de sapinières du nord et du sud du Nouveau-Brunswick (NNB, 3 sites et SNB, 3 sites) (tableau 5.3). Entre ces deux valeurs extrêmes, le MAN a atteint 1 881 (1 725-2 037) $\mu\text{g/g}$ dans la station de feuillus mélangés de Duchesnay (DUC, 2 sites) (située au nord de la ville de Québec) et 741 (695-786) $\mu\text{g/g}$ dans la station de sapinière de la Forêt Montmorency

Tableau 5.2 Stations et sites d'incubation déterminés pour l'étude sur la minéralisation nette de l'azote.

Sapin baumier (<i>Abies balsamea</i>)		Érable à sucre (<i>Acer saccharum</i>)		Épinette noire (<i>Picea mariana</i>)	
Localisation	Site	Localisation	Site	Localisation	Site
Forêt Montmorency, QC, 75 km au nord de la ville de Québec	FOM A FOM B FOM B+	Duchesnay, QC 40 km au N-O de la ville de Québec	DUC A DUC B+	Lac Tirassee, QC 400 km au N-O de la ville de Québec	TIR
Green River, nord du NB 80 km au N-E d'Edmundston	NNB A NNB B- NNB B+	Saint-Gilles, QC 30 km au S-O de la ville de Québec	STG A	RESEF 203, QC 350 km au N-O de la ville de Québec	RES
Forêt Acadia Fredericton, centre du NB	SNB A SNB B- SNB B+				

Tableau 5.3. Taux de minéralisation nette totale annuelle du N (MAN; µg N/g/a), pourcentage de N total, rapport C/N et pH de la couche organique (FH) et la couche minérale superficielle du sol (0-20 cm) dans 13 sites de forêts de l'est du Canada représentatives des trois espèces dominantes. ERS = érable à sucre; SAB = sapin baumier; EPN = épinette noire.

Site	Espèce dominante	Couverture morte FH					Sol minéral 0-20 cm				
		MAN		%N	C/N	pH (CaCl ₂)	MAN		%N	C/N	pH (CaCl ₂)
		Moyenne	S				Moyenne	S			
STG	ERS	2250	621	1,51	20,4	4,71	56	9	0,14	13,5	4,25
DUCA	ERS	1725	481	2,36	20,9	3,64	113	28	0,60	20,0	3,76
DUCB +	ERS	2037	388	1,99	21,1	3,29	160	13	0,53	18,6	3,73
FOMA	SAB	786	321	1,91	27,4	3,30	21	8	0,21	19,9	3,58
FOMB +	SAB	695	238	2,03	21,0		38	12	0,26	23,3	3,73
NNBA	SAB	220	357	1,41	30,7	2,95	63	45	0,41	20,4	3,34
NNBB-	SAB	700	239	1,27	31,9	2,82	39	27	0,43	22,2	3,04
NNBB +	SAB	72	422	1,38	32,9	2,93	32	22	0,37	20,2	3,09
SNBA	SAB	141	151	0,98	37,2	3,05	27	42	0,16	26,0	3,17
SNBB-	SAB	300	500	1,06	36,2	3,18	6	13	0,13	21,0	3,38
SNBB +	SAB	395	196	1,07	34,0	3,05	2,4	20	0,18	24,2	3,27
RES	EPN	174	78	0,91	53,3	2,68	4,3	4	0,10	35,3	3,50
TIR	EPN	84,1	63	0,84	58,6	2,70	-0,4	2	0,06	33,5	3,75

(FM, 2 sites) (située dans le Bouclier laurentien). Le MAN moyen de la couche FH des stations de pessière noire (TIR et RES; années 2000-2002) a aussi été très faible (84-174 µg/g). Le MAN a été corrélé positivement avec la concentration totale en N ($r = 0,67$) et avec le pH ($r = 0,81$), mais négativement avec le rapport C/N ($r = -0,70$) (tableau 5.3).

Dans le sol minéral, le plus haut taux moyen de MAN a été mesuré dans les stations d'érablière (137 [113-160] µg/g et 56 µg/g dans les sites respectifs de DUC et de STG). Dans les stations de sapinières, le taux de MAN de la couche de sol minéral était plus élevé dans les sites NNB (45 (37-63) µg/g) que les MAN du FM (30 (21-38) µg/g) et du SNB (12 (2-27) µg/g). Les plus faibles valeurs enregistrées pour la couche de sol minéral venaient des stations de pessière noire (4 µg/g pour le RES et près de 0 (-0.4) µg/g pour le TIR). Comme pour

la couche FH du sol, le taux de MAN de la couche du sol minéral était corrélé positivement avec la concentration totale en N ($r = 0,82$) et négativement avec le rapport C/N ($r = -0,53$); la corrélation avec le pH s'est cependant révélée faible ($r = 0,33$).

Après un an, ce sont les érablières qui ont affiché le plus grand taux de minéralisation (exprimé en termes de proportion du N total initial), quelle que soit la couche de sol sélectionnée; ont suivi les sapinières, puis les pessières; ces dernières ont affiché des valeurs très basses (figure 5.5). Dans les stations d'érablière, entre 7 et 15% du N total dans la couche FH a été minéralisé, ce qui correspond à une moyenne de 41 (33-47) kg N/ha (figure 5.6). Dans les stations de sapinière, la couche FH a minéralisé entre 0,5 et 5,5% du N total (moyenne = 25 (4-65) kg/ha), tandis que la couche FH

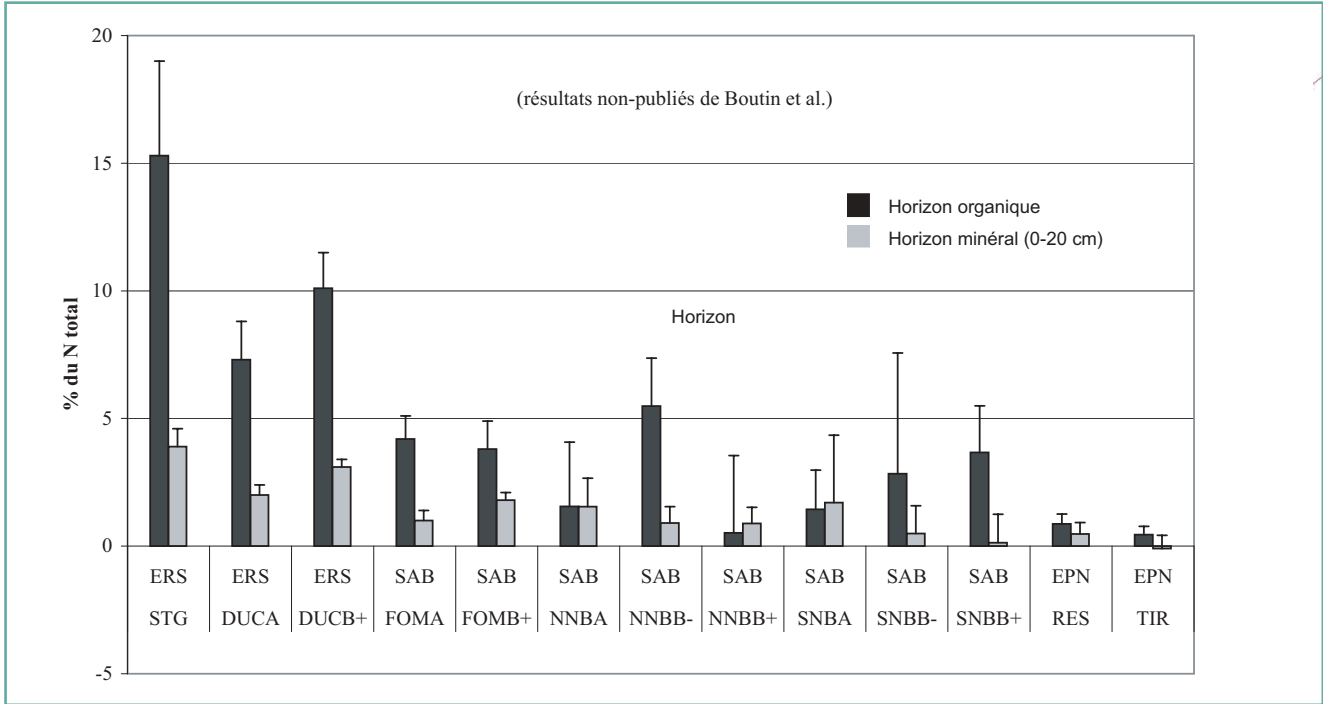


Figure 5.5. Taux de minéralisation nette totale annuelle de N (exprimé en % du N total initial) dans les couches organique (FH) et minérale superficielle (0-20 cm) du sol dans 13 sites de forêts de l'est du Canada représentatives des trois espèces dominantes. Les barres d'erreur représentent les écarts types. ERS = érable à sucre; SAB = sapin baumier; EPN = épinette noire.

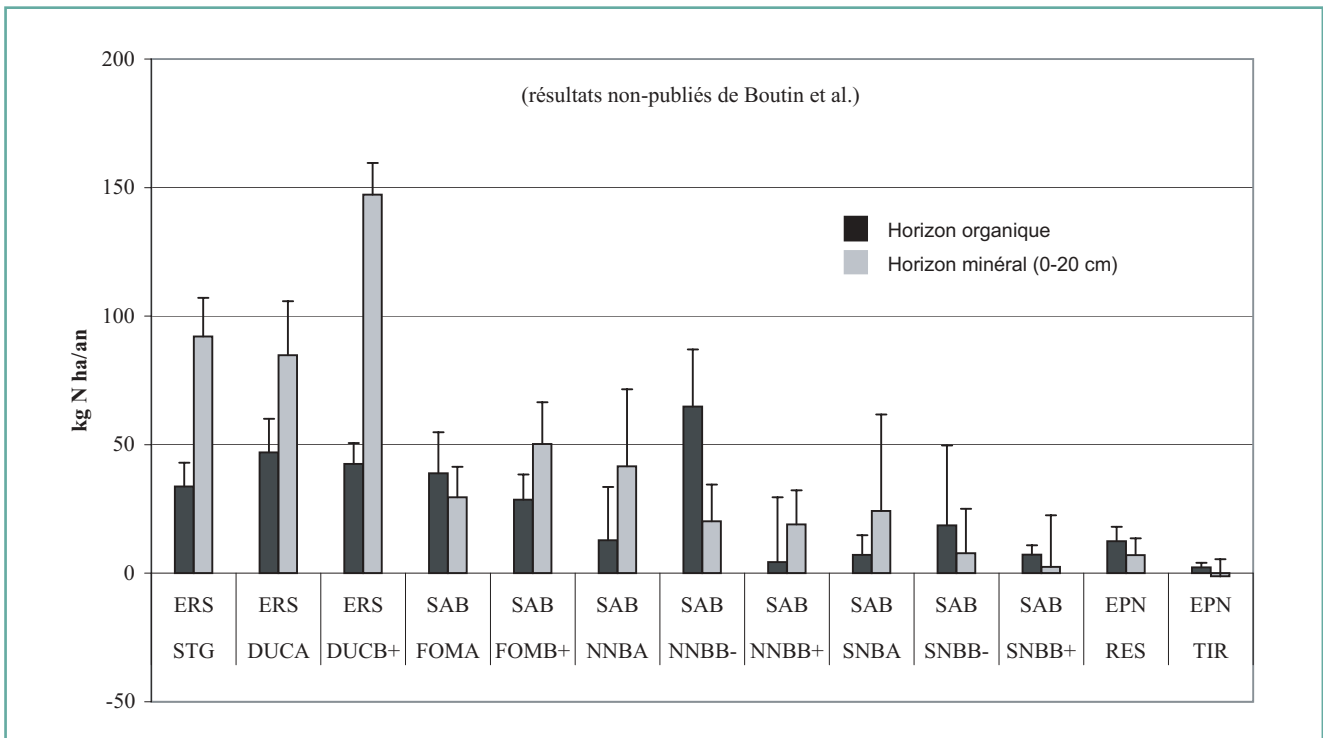


Figure 5.6. Taux de minéralisation nette totale annuelle de N (kg N/ha) dans les couches organique (FH) et minérale superficielles (0-20 cm) du sol dans 13 sites de forêts de l'est du Canada représentatives des trois espèces dominantes. Les barres d'erreur représentent les écarts types. ERS = érable à sucre; SAB = sapin baumier; EPN = épinette noire.

des stations sous épinette noire a seulement minéralisé entre 0,5 et 0,9% (moyenne = 7 (2-13) kg/ha). Le pourcentage de N minéralisé dans la couche minérale superficielle du sol a été beaucoup plus faible que dans la couche FH (2-4%, 0,1-1,8% et -0,1-0,5%, pourcentages respectifs de l'érablière, la sapinière et la pessière noire). Ces pourcentages sont faibles par rapport à la couche FH, mais en étant exprimés en kg/ha, les stocks de N minéralisé dans la couche minérale se révèlent être 2,6 fois plus élevés (108 kg/ha) que dans la couche FH des érablières et 10% plus élevés (27,5 kg/ha) que celle des sapinières. Par ailleurs, seulement 2,9 kg N/ha ont été minéralisés dans la couche minérale du sol dans les stations de pessière noire comparativement à 7,4 kg N/ha dans la couche FH.

Les ratios de nitrification (nitrification nette/minéralisation nette; RN) mesurés dans les érablières ont été d'environ 110% au site STG et tout aussi élevés dans les couches organiques et minérales. Dans le site DUC, le ratio de nitrification dans la couche organique valait entre 25 et 40% (figure 5.7). La nitrification nette a été fortement restreinte dans toutes les sapinières, en particulier dans la couche organique, avec des ratios de nitrification qui ont varié de < 1 à 8%. La nitrification nette a aussi été limitée dans la majorité des couches minérales dans les sites du N.-B. (7-19% à l'exclusion d'un site riche (RN = 88%), soit SNB). La nitrification nette a été moins restreinte (58-99%) dans la couche minérale du site FOM. Dans les sites des pessières noires, une immobilisation nette de NO_3^- s'est produite dans la couche FH du site RES (RN = -0,9%), tandis qu'au site TIR le ratio de nitrification a été de 14%. Seulement 4% du N minéralisé dans la couche minérale dans le site RES a été sous forme de NO_3^- . On n'a pas calculé de ratio de nitrification pour la couche minérale du site TIR à cause du phénomène d'immobilisation nette de N.

L'analyse de la production nette annuelle de NO_3^- dans les deux couches (figure 5.8) révèle que dans tous les sites, c'est dans la couche minérale qu'a été produit la majorité du NO_3^- (75-98%). La production totale de NO_3^- la plus élevée a été observée dans les érablières (109-162 kg/ha/a), suivie des sapinières dans les sites de FOM (19-52 kg/ha/a). La production de NO_3^- a été relativement faible dans les sites de sapinières du Nouveau-Brunswick (1-4 kg/ha/a), mais elle a été quand même plus élevée que dans les pessières (<1 kg/ha/a). La nitrification nette dans la couche FH a été fortement corrélée avec le pH ($r = 0,94$), mais dans la couche minérale, la corrélation entre ces deux variables s'est révélée plus faible ($r = 0,68$).

5.6.2.1 Discussion

Deux processus sont en cause dans la minéralisation de N, c'est-à-dire la production endogène de NO_3^- issu de la décomposition de la matière organique du sol (MOS): l'ammonification (la conversion du minéral N en NH_4^+) et la nitrification (la conversion du NH_4^+ en NO_3^-).

L'ammonification requiert une mole de H^+ pour chaque mole de N organique transformée en NH_4^+ , alors que la nitrification produit 2 moles de H^+ pour chaque mole de NH_4^+ oxydée en NO_3^- . Ainsi chaque mole de NO_3^- produite par la MOS d'une couche de sol chargera cette couche en acide d'une mole de H^+ . Si les racines des plantes absorbent le NO_3^- , il y aura alors neutralisation. On comprend ainsi l'importance de ne perturber ni le sol ni les racines des plantes au cours des pratiques d'aménagement forestier pour ne pas nuire à l'assimilation du NO_3^- , particulièrement dans les sites où le processus de nitrification présente un potentiel élevé (Prescott et al., 2003). Par exemple, si tous les ions NO_3^- mesurés dans les sites d'érablière (dans l'expérience d'incubation de sols) avaient été lessivés de la zone des racines, la charge acidifiante produite dans l'année aurait correspondu à 30 à 45 années de retombées acides, compte tenu d'un pH moyen de 4,6 et des précipitations moyennes annuelles de 1 000 mm. En 1990, on a causé expérimentalement du gel profond des racines à la forêt d'expérimentation de Duchesnay (dans un site similaire aux sites de DUCA et de DUBC +). Le gel a causé un haut taux de mortalité des racines; une grande quantité de NO_3^- a été produite puis lessivée (Boutin et Robitaille, 1995). Le très bas taux de minéralisation observé dans les sites de pessière laisse croire que les plantes ont accès au N de source organique. Le prélèvement et l'absorption sélectifs du N organique labile par les champignons ectomycorhiziens ont été observés sur le terrain (Read et Perez-Moreno, 2004). L'activité de ces champignons est fortement limitée et de plus impossible à mesurer par la technique des sacs enfouis, plutôt conçue pour suivre les changements nets subis par le N minéral. Par ailleurs, les racines d'érable à sucre sont colonisées par les champignons endomycorhiziens, connus pour leur capacité limitée à absorber le N organique (Aerts et Chapin, 2000).

Les résultats de cette étude montrent l'importance que produisent sur le cycle de N le type de forêt et la qualité de la matière organique. Les taux de minéralisation et de nitrification les plus rapides ont été observés dans les sites d'érablière, suivis des sites de sapinière et des sites de pessière. Ce gradient de minéralisation reflète aussi le gradient des retombées atmosphériques mesurées (tableau 5.4): les sites d'érablière reçoivent 9 kg N/ha/a comparativement aux 6 kg/ha/a que recoît le site de sapinière

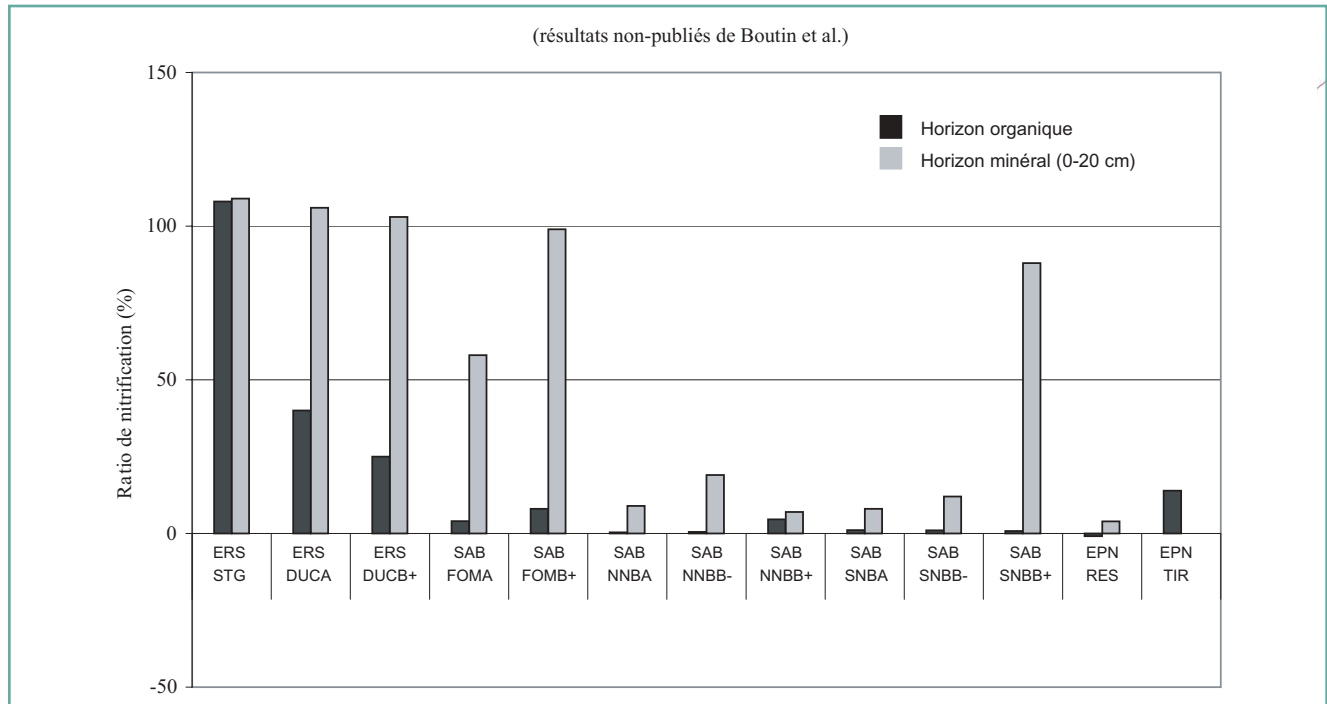
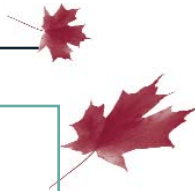


Figure 5.7. Ratio de nitrification (nitrification nette/minéralisation nette) dans les couches organique (FH) et minérale superficielles (0-20 cm) du sol dans 13 sites de forêts de l'est du Canada représentatives des trois espèces dominantes. ERS = érable à sucre; SAB = sapin baumier; EPN = épinette noire.

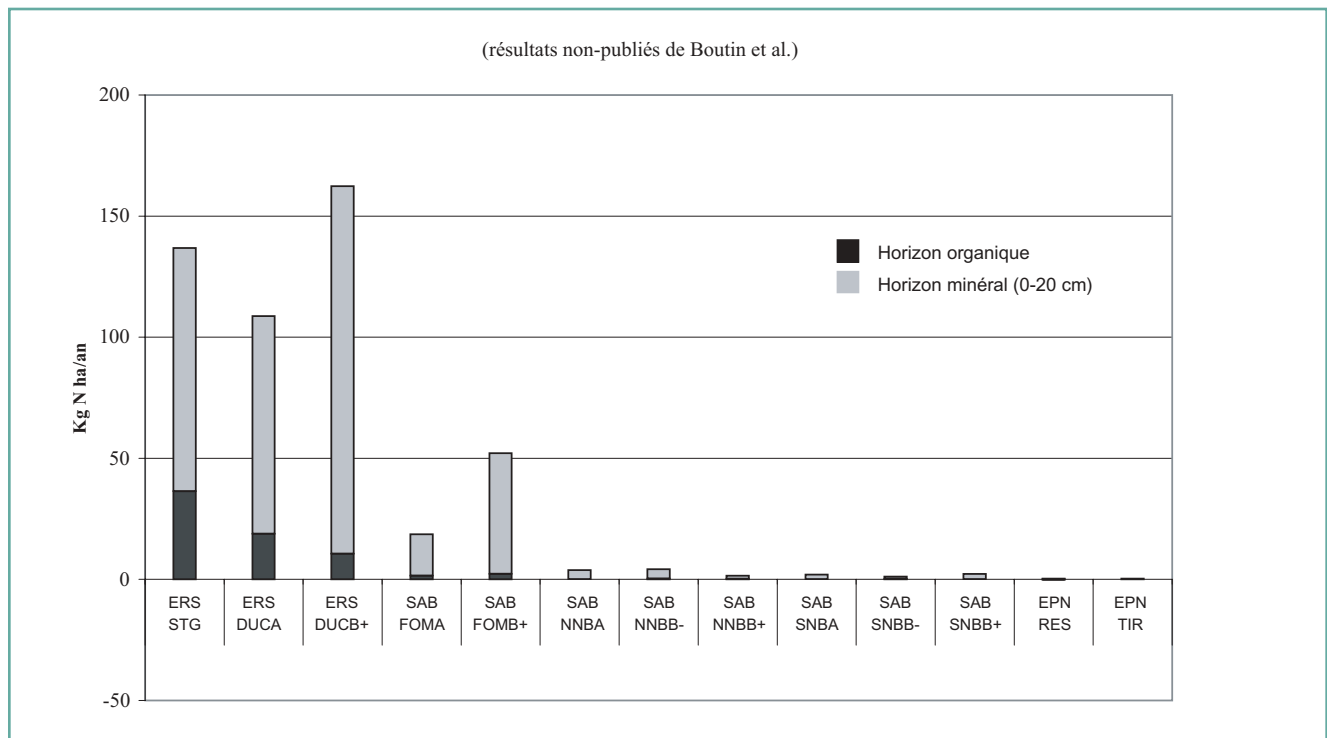


Figure 5.8. Nitrification nette (kg/ha/a) dans les couches organique (FH) et minérale superficielles (0-20 cm) du sol dans 13 sites de forêts de l'est du Canada représentatives des trois espèces dominantes. ERS = érable à sucre; SAB = sapin baumier; EPN = épinette noire.

de la forêt Montmorency et aux 3 kg/ha/a que reçoivent les sites de pessière. Il devient alors difficile de départir le rôle des retombées de celui des types de forêts dans le cycle du N. Néanmoins, les résultats montrent que la nitrification tend à s'amenuiser tout au long du gradient érablière – sapinière – pessière, amenuisant du coup la sensibilité de ces écosystèmes aux pertes de N et au phénomène de saturation en N. C'est pourquoi l'impact des retombées de N sur eux devrait être étudié séparément, compte tenu que le cycle de N diffère grandement d'un écosystème à l'autre.

5.6.3 Le cyclage à court terme du N dans trois bassins versants forestiers contrastés

C. Sainte-Marie et D. Houle

On a étudié le cycle interne du N de la couche organique (FH) du sol dans trois bassins versants au Québec dans le but de vérifier s'il se trouvait modifié par différents ajouts de N, effectués dans le cadre d'une autre expérience qui se déroulait en même temps (voir Houle et Moore, section 5.6.4). Cette expérience a démarré à l'été 2001. Chaque bassin versant était caractérisé par des types de végétation spécifiques et par des quantités propres de retombées atmosphériques de N (tableau 5.4).

Les taux bruts et nets de la minéralisation du N et les taux bruts de la consommation de cet élément ont été évalués afin de retracer sa dynamique. Les taux bruts de minéralisation et de consommation de N ont été évalués séparément, *in situ* et en laboratoire, par dilution isotopique de courte durée du ¹⁵N (Davidson et al, 1991). Les taux de minéralisation nette ont été mesurés *in situ* à l'aide de la méthode des sacs enfouis (Westerman et Crothers, 1980).

On a étudié trois sites par bassin versant. Dans chacun d'eux, on a mesuré le taux *in situ* de minéralisation brute du N de six répétitions, tandis qu'on a mesuré le taux *in situ* de minéralisation nette de trois échantillons (trois répétitions)

de couverture morte, qui ont été homogénéisés et incubés individuellement. Les mesures de chacun des sites ont été groupées et la valeur moyenne tirée pour chacun d'eux a été utilisée dans les analyses statistiques. Les valeurs moyennes différentes pour chaque bassin ont été soumises à l'analyse de variance à un facteur, puis au test de comparaison multiple des moyennes de Tukey (HSD). On peut trouver plus de détails sur la méthodologie en consultant Sainte-Marie et Houle (2005).

Les concentrations des réserves en N minéral dans la couche FH étaient au départ très faibles dans les trois bassins versants (tableau 5.5). Les concentrations en N minéral et en NH₄⁺ étaient très variables entre les sites; aucune différence significative n'a été détectée entre les bassins versants. Les concentrations en NO₃⁻ les plus élevées ont été observées dans la couche FH du bassin versant du Lac Laflamme (LAF).

La minéralisation du N relève de deux processus: l'ammonification et la nitrification. Les dilutions isotopiques *in situ* de carottes de FH intact ont démontré, du moins en partie, que de la minéralisation brute de N s'était produite dans ces sols, mais que la majorité de ce N minéral produit, comme le NH₄⁺, n'avait pas subi de nitrification. Autrement dit, les taux d'ammonification brute étaient beaucoup plus grands que les taux de nitrification. Le plus haut taux d'ammonification brute a été mesuré dans la couverture morte du bassin versant du lac Laflamme (LAF), lequel était significativement différent des taux des deux autres bassins versants. Les taux de nitrification étaient semblables dans les trois bassins versants (figure 5.9). Comparé au taux d'ammonification brute, le taux de consommation de NH₄⁺ dans la couverture morte était faible dans le bassin versant du Lac Clair (CLAIR), mais très élevé dans celui du Lac Tirasse (TIR). La consommation de NO₃⁻ dans le bassin versant de CLAIR était plus faible que dans les deux autres bassins versants et aussi plus faible que la nitrification brute. Dans l'ensemble, tous les taux de consommation brute *in situ* de

Tableau 5.4. Caractéristiques principales des trois bassins versants étudiés

Bassin versant	Localisation	Altitude (m)	Temp. moyenne annuelle (°C)	Précip. moyenne annuelle (mm)	Espèce végétale dominante	Retombée atmosphérique de N (kg/ha/a)
CLAIR	71 40 00 O 46 57 00 N	270-390	3,4	1200	Érable à sucre (<i>Acer saccharum</i> Marsh.)	9
LAFLAMME	71 14 00 O 47 17 00 N	800	-0,6	1300	Sapin baumier (<i>Abies balsamea</i>)	6
TIRASSE	73 39 00 O 49 12 45 N	400	0	900	Épinette noire (<i>Picea mariana</i>)	3



Tableau 5.5. Concentrations en N minéral dans la couche FH du sol des trois bassins versants. Les concentrations moyennes sont exprimées en $\mu\text{g N/g}$ de sol sec, suivies de leur erreur-type. Les lettres différentes indiquent qu'il y a eu une différence entre les moyennes au niveau de probabilité $\alpha=0,05$.

Bassin versant	Nitrate (NO_3^-) $\mu\text{g N/g}$	Ammonium (NH_4^+) $\mu\text{g N/g}$	Azote minéral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) $\mu\text{g N/g}$
CLAIR	$0,91 \pm 0,24$ B	$2,91 \pm 0,73$	$3,81 \pm 0,96$
LAFLAMME	$2,05 \pm 0,32$ A	$4,38 \pm 0,31$	$6,43 \pm 0,20$
TIRASSE	$0,54 \pm 0,03$ B	$6,43 \pm 1,67$	$6,97 \pm 1,67$

NH_4^+ étaient plus élevés que les taux d'ammonification brute, ce qui donne à penser que la majorité du NH_4^+ produit dans ces sols aurait été immédiatement consommée par la végétation de sorte que très peu aurait pu s'y accumuler. Ces résultats sont corroborés par les très faibles concentrations des réserves de NH_4^+ mesurées (tableau 5.5). Cela est aussi vrai pour le NO_3^- , à l'exception du sol du bassin versant CLAIR où l'observation d'un taux de consommation en NO_3^- plus faible que la nitrification brute indiquerait que du NO_3^- aurait pu s'y accumuler.

Au laboratoire, on a procédé à des dilutions isotopiques sur des échantillons de couverture morte tamisée et

homogénéisée, pour y évaluer les taux bruts de minéralisation de N et de consommation de N minéral. Ces échantillons étaient dépourvus de racines et étaient plus homogènes que les sols échantillonnés sur le terrain. Contrairement au bassin versant TIR, où les taux étaient à peu près les mêmes dans les deux expériences de dilution isotopique, les taux d'ammonification brute et de consommation de NH_4^+ au bassin versant LAF se sont révélés plus élevés (de 50 à 60%) au laboratoire qu'en conditions *in situ*; au bassin versant CLAIR, les taux de nitrification brute et de consommation de NO_3^- étaient plus élevés au laboratoire qu'en conditions *in situ*. Cela peut s'expliquer par l'activité plus grande de la communauté microbienne à la température du laboratoire (20 °C) par rapport aux conditions *in situ* (10-15 °C). L'absence de stimulation par la température sur les échantillons du bassin versant de TIR peut être le résultat d'une limitation grave en N. Une fois encore, par rapport aux bassins versants de CLAIR et de TIR, l'ammonification brute était significativement plus élevée au bassin versant du LAF, où plus de 25 mg N ont été produits par gramme de sol en 24 h (figure 5.10). Les tendances observées dans les taux de consommation de NH_4^+ au laboratoire étaient très semblables aux tendances en conditions *in situ*. La consommation de NH_4^+ la plus élevée a été observée dans le bassin versant du LAF. Les bassins versants de Clair et de TIR présentaient des taux similaires de minéralisation brute de N; toutefois au bassin versant de TIR les populations microbiennes de la couverture morte avaient tendance à immobiliser le N minéral plus rapidement et en plus grande proportion. Les taux de nitrification brute étaient relativement élevés dans la couverture morte du bassin versant de CLAIR; la consommation de NO_3^- suivait de près les taux de nitrification brute dans les trois bassins versants. La consommation de NH_4^+ dans les conditions de laboratoire résulte de l'immobilisation microbienne et de la nitrification. Il semble que dans la couverture morte du bassin versant de CLAIR tout le NH_4^+ produit ait été consommé par la nitrification, tandis que dans les deux autres bassins versants la nitrification ne semble compter que pour une faible fraction de la consommation de NH_4^+ . Dans l'ensemble, les résultats de laboratoire ont corroboré les résultats obtenus *in situ*.

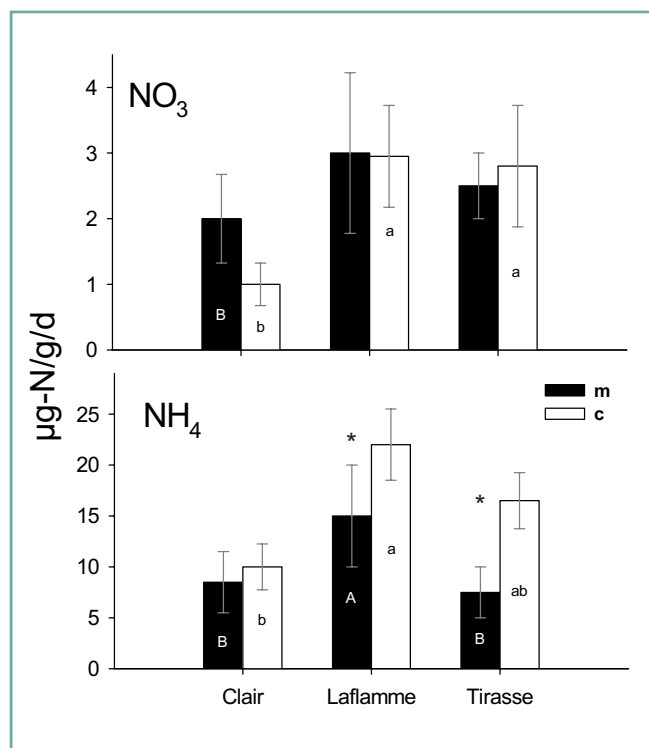


Figure 5.9. Taux de minéralisation brute (m) et de consommation (c) de N inorganique *in situ* évalués par dilution isotopique de courte durée du ^{15}N dans des carottes de couverture morte intacte. Les taux sont exprimés en $\mu\text{g N/g sol sec/d}$. Les barres d'erreur représentent l'erreur-type et les lettres différentes indiquent qu'il y a une différence significative entre les moyennes au niveau de probabilité $\alpha=0,05$. Les étoiles indiquent une différence significative entre les taux de m et de c.

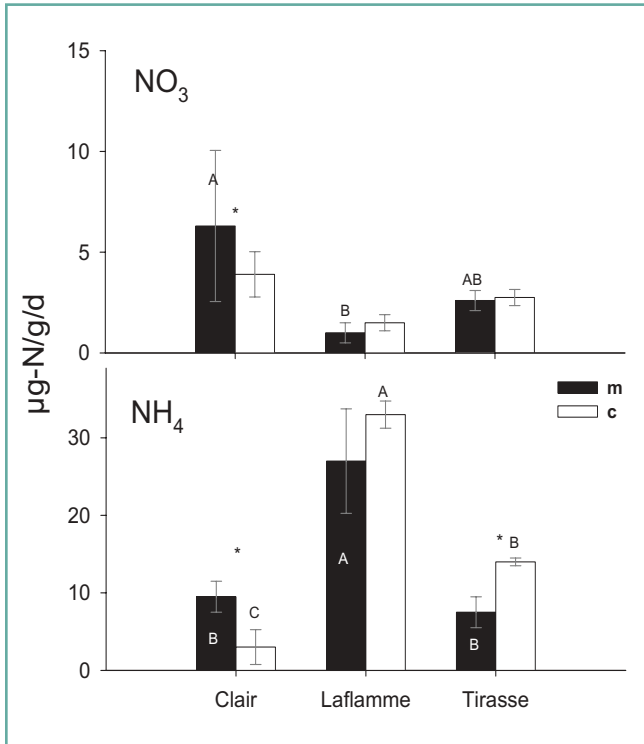


Figure 5.10. Taux de minéralisation brute mesurés (m) et de consommation microbienne calculés (c) de N en laboratoire à l'aide de dilution isotopique de courte durée du ¹⁵N. Les taux sont exprimés en µg N/g sol sec/d. Les barres d'erreur représentent l'erreur-type et les lettres différentes indiquent les différences observées entre les moyennes au niveau de probabilité α=0,05. Les étoiles indiquent une différence significative entre les taux de m et de c.

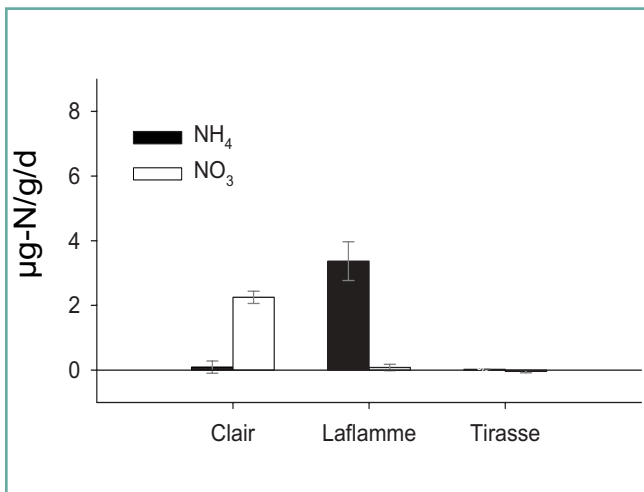


Figure 5.11. NTaux de minéralisation nette de N dans la couverture morte mesuré par incubation *in situ* avec la méthode des sacs enfouis. Les taux sont exprimés en µg N/g sol sec/d. Les barres d'erreur représentent l'erreur-type et les différentes lettres indiquent les différences observées entre les moyennes au niveau de probabilité α=0,05.

On suppose que dans cette expérience les racines fines étaient encore actives, du moins l'auraient-elles été pour une courte période; cela signifie que les mesures de consommation brute effectuées sur les carottes de sol intact comprennent de l'absorption végétative. Les racines ont été exclues des sols incubés selon la méthode des sacs enfouis, ces derniers fournissant donc une estimation de la minéralisation nette de N dans les conditions de terrain, mais en absence de racines. Les taux de minéralisation nette de N reflètent l'accumulation de N minéral dans un sol donné (c.-à-d. sa production moins sa consommation), la couche FH du sol dans ce cas-ci. Les résultats des sacs enfouis ont montré, entre les bassins versants, des patrons très différents d'accumulation de N minéral (figure 5.11). Le bassin versant du LAF a affiché le plus haut taux de minéralisation nette de N, qui s'est presque tout accumulé sous forme de NH₄⁺. La minéralisation nette de N était aussi relativement élevée dans le bassin versant de CLAIR, mais dans ce cas le N minéral se présentait sous la forme de NO₃⁻. Même avec l'exclusion de l'absorption végétative, aucun N minéral ne s'est accumulé dans la couverture morte du bassin versant de TIR, en dépit du fait que les taux bruts indiquaient que de la minéralisation de N s'était produite. En fait, le NH₄⁺ a disparu de la solution du sol, car il semble avoir été rapidement immobilisé par les populations microbiennes dans le sol du bassin versant de TIR. Le rapport C/N très élevé (49) dans ce sol rend le N très limité pour les populations microbiennes; les micro-organismes et la végétation se le disputent généralement très durement. Cela pourrait être dû aux faibles retombées atmosphériques de N (3 kg/ha/a) observées au bassin versant de TIR.

La dynamique du N dans la couverture morte des trois bassins versants forestiers diffère grandement de l'un à l'autre. Dans le bassin versant du LAF, beaucoup de NH₄⁺ est produit et très peu subit la nitrification. Les populations microbiennes immobilisent la majorité de ce NH₄⁺; une portion demeure dans le sol où elle ne s'accumule pas parce que la végétation l'absorbe rapidement. Dans le bassin versant de CLAIR, la minéralisation de N est importante et presque tout le NH₄⁺ est utilisé pour la production de NO₃⁻, ce dernier n'étant pas complètement immobilisé peut donc avoir été absorbé par la végétation. Dans le bassin versant de TIR, la minéralisation de N est très lente et le peu de N inorganique produit est rapidement immobilisé dans le matériel qui constitue la couche FH du sol.

Les patrons de minéralisation de N en absence de racines, combinés aux faibles réserves de N inorganique mesurées *in situ*, laissent fortement croire que les espèces d'arbres dominantes dans les trois bassins versants présentent des besoins nutritionnels très distincts en N. L'érable à sucre

(CLAIR) dépend probablement pour sa croissance du N sous forme de NO_3^- , ce qui empêche le NO_3^- de s'accumuler dans la couverture morte nitrifiante. De plus, les racines de cette espèce sont colonisées par des champignons endomycorhiziens, lesquels présentent des capacités limitées à absorber du N organique (Aerts et Chapin, 2000). Le sapin baumier (LAF) semble absorber principalement du NH_4^+ , la formation de NO_3^- dans la couverture morte se trouvant empêchée par le largage de composés phénoliques qui inhibent la nitrification. De nombreux conifères ont davantage crû en présence de NH_4^+ plutôt qu'en présence de NO_3^- (Van den Driessche, 1971; Van den Driessche, 1978; McFee et Stone, 1968). Les épinettes noires (TIR) sont peut-être capables d'absorber du N organique à l'aide de leur symbiote mycorhizien, ce qui leur permettrait de concurrencer plus efficacement les micro-organismes du sol pour la consommation de N (Näsholm et al., 1998; Abuzinadah et Read, 1986a, 1986b).

Les différences notées entre les patrons de transformation du N résultent probablement davantage de l'effet des espèces d'arbres que de l'effet des retombées atmosphériques de N. Les espèces d'arbres exercent un rôle important dans la transformation du N (Sainte-Marie et Paré, 1999; Vitousek et al., 1982; Thomas et Prescott, 2000; Lovett et al., 2004). La qualité de la litière détermine pour une grande part plusieurs propriétés du matériel constitutif de la couche FH, propriétés qui sont déterminantes sur le taux de minéralisation de N (Scott et Binkley, 1997; Thomas et Prescott, 2000). Les transformations de N résultant de l'activité microbienne dans le sol varient entre les espèces d'arbre: elles peuvent induire à leur tour des conséquences sur la rétention et la perte de N par les forêts (Templer et al., 2003). L'ensemble de ces résultats permet de supposer que les effets des espèces d'arbres sur les propriétés de la couverture morte entraînent des conséquences réelles sur la capacité de rétention de N dans ce substrat, et potentielles sur sa vulnérabilité à être saturée en N, comme il a été rapporté pour les Monts Catskill (Templer et al., 2003).

5.6.4 Les expériences d'amendement en N dans trois stations forestières contrastées de l'est du Canada: les deux premières années de mesures de la solution du sol

D. Houle, J.-D. Moore et F. Corbeil-Labonté

Dans cette section, on présente les résultats préliminaires d'une expérience sur l'ajout chronique de N. L'expérience a débuté à l'été 2001 dans trois bassins versants forestiers (Clair, Laflamme et Tirasse) représentatifs des principaux

types forestiers trouvés au Québec. Les caractéristiques des bassins versants sont décrites à la section 5.6.3.

5.6.4.1 La méthodologie

Dans chacun des bassins versants, on a sélectionné neuf sites représentatifs de la végétation forestière; ils ont été groupés au hasard en triplicats en fonction de trois traitements: témoin (T), fertilisation faible (LN) et fertilisation forte (HN). Les superficies des sites au bassin versant du Lac Clair étaient de 15x15 m et celle du Lac Laflamme, de 10x10 m. La quantité annuelle de N ajoutée dans les sites LN et HN correspondait à trois et à dix fois les quantités annuelles des retombées atmosphériques humides en N (soit, pour les bassins versants des lacs Clair, Laflamme et Tirasse, les quantités respectives de 8,5, de 6,0 et de 3,0 kg/ha/a). Aucun N n'a été ajouté dans les sites témoins. Dans les autres sites, la fertilisation a débuté en juin 2001. Le N sous forme de nitrate d'ammonium ($\text{NO}_3^-\text{NH}_4^+$) qui contenait du N marqué ($^{15}\text{NO}_3^-^{15}\text{NH}_4^+$) a été vaporisé mensuellement entre juin et octobre. Les résultats de la distribution de ^{15}N entre les composantes de la forêt (les herbacées, les horizons du sol et les arbres) seront rapportés dans une publication prochaine. Deux lysimètres à tension ont été installés à des profondeurs de 30 et de 60 cm au centre de chaque site, à l'automne 2000. De mai à octobre, des échantillons d'eau ont été récoltés une fois semaine.

On a employé la méthode exacte de Fisher pour déterminer les effets de la fertilisation en N (intervalle de confiance de 95%) sur les concentrations de NO_3^- et de NH_4^+ dans l'eau du sol pour chaque traitement (C, LN et HN) et chaque profondeur (30 et 60 cm). Les trois bassins versants ont été traités séparément. On a établi les corrélations entre les variations temporelles des concentrations de NO_3^- et de Ca^{2+} dans l'eau du sol par le test Tau de Kendal (intervalle de confiance de 95%). Ce test de corrélation non paramétrique est basé sur le nombre de paires d'observations appariées et non appariées et utilise un facteur de correction en présence d'observations de même valeur.

5.6.4.2 Discussion

Une indication de sol saturé en N est la présence, dans son eau de drainage, d'une concentration élevée de N inorganique par rapport à un sol non saturé en N; généralement les pertes en N inorganique dans les écosystèmes limités en cet élément sont très faibles. Les concentrations de NO_3^- et de NH_4^+ dans la solution du sol des sites témoins à 30 et à 60 cm étaient basses et stables (figure 5.12), ce qui suppose que ces sites ne montrent pas de signes de saturation en N. Des études effectuées dans les mêmes bassins versants

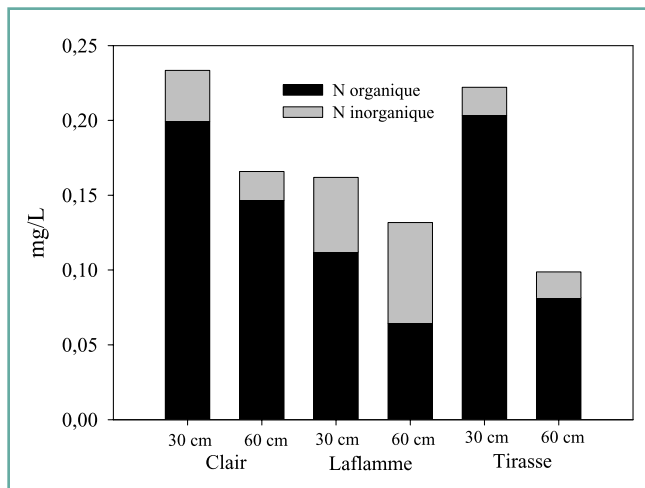


Figure 5.12. Concentrations relatives en N inorganique ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) et en N organique à 30 et à 60 cm de profondeur dans le sol des trois bassins versants étudiés.

confirment que la majorité du N provenant des dépôts atmosphériques est retenu (Houle et al., 1997; Watmough, section 5.6.1). Ces résultats sont aussi en accord avec les temps de résidence courts – de moins de un jour – observés pour le N inorganique dans la solution du sol (Sainte-Marie et Houle, 2005) et avec les résultats probants obtenus par la méthode de l'isotope stable (Davidson et al., 1991). De même, les trois bassins versants étaient caractérisés par un grand pourcentage de N organique dissous (NOD) par rapport au N total dissous dans le sol (figure 5.12), en dépit du pourcentage relativement élevé (proche de 50%) mesuré au bassin du Lac Laflamme à 60 cm de profondeur. Le pourcentage de NOD par rapport au pourcentage de N total dissous dans les eaux de drainage est perçu comme un bon indicateur de la limitation en N dans les écosystèmes forestiers (c.-à-d. de l'absence de saturation en N), car les concentrations élevées de NOD par rapport au N total dissous sont caractéristiques des systèmes limités en N. Perakis et Hedin (2002) ont rapporté que le NOD avait presque été la seule forme de N dissous trouvée dans les cours d'eau de premier ordre dans 100 sites non pollués de l'Amérique du Sud par rapport aux sites saturés en N dans le nord-est des É.-U.

5.6.4.2.1 Les effets de la fertilisation

Les sites traités, particulièrement ceux qui ont reçu la plus forte dose de N, ont fortement réagi à la fertilisation. En effet, on a observé que dans nombre de sites les concentrations de NO_3^- et de NH_4^+ avaient augmenté dans la solution de sol aux deux profondeurs des lysimètres (données non

présentées). Dans ce cas d'application de HN au site du bassin du Lac de la Tirassee par exemple, l'augmentation principale de NO_3^- et de NH_4^+ a eu lieu à 30 cm de profondeur (figure 5.13). Par ailleurs, les variations temporelles observées dans les augmentations des concentrations de NO_3^- semblent dépendre du moment où la fertilisation a été effectuée (lignes verticales pointillées) et du synchronisme de l'application des fertilisants et de l'arrivée des précipitations.

De manière générale, les mesures des concentrations de NO_3^- et de NH_4^+ dans la solution de sol ont suivi le même patron de valeurs, quoique les concentrations en NO_3^- aient été d'un ordre de grandeur plus élevé que celles de NH_4^+ . Puisque la solution de N employée dans la fertilisation des sites traités était composée de quantités égales de NO_3^- et de NH_4^+ (NO_3NH_4) sur une base molaire, la plus faible concentration en NH_4^+ observée dans la solution du sol devrait s'expliquer par la nitrification ou l'absorption préférentielle de NH_4^+ par le biote. Tout traitement qui a induit des changements dans les concentrations de NO_3^- et de NH_4^+ , respectivement de plus de 1,00 mg/L et de 0,05 mg/L par rapport aux sites témoins (déterminés par la méthode exacte de Fisher) a été considéré comme résultant de la fertilisation en N. Les effets mesurables des traitements dans les solutions de sol se sont révélés plus souvent significatifs à la profondeur dans le sol de 30 cm qu'à 60 cm (pour les deux traitements LN et HN) de même que pour les sites traités au HN par rapport à ceux traités au LN, et ce pour les trois bassins versants à l'étude.

Bien qu'il y ait eu occasionnellement des concentrations élevées de N inorganique dans la solution de sol et que l'on ait observé des changements dans les concentrations de N en relation avec la profondeur des lysimètres et l'intensité des traitements, ces changements n'ont que été transitoires. En général, les concentrations de N ont rapidement retrouvé les faibles valeurs typiques des sites témoins. Ce retrait rapide de N de la solution de sol est probablement attribuable aux racines ou aux microbes qui l'auraient absorbé. L'observation de l'absorption aussi rapide de N permet de penser que ces sites n'étaient probablement pas encore saturés en N après deux ans de traitement.

5.6.4.2.2 L'analyse d'un cas

La figure 5.14 montre, pour un site ayant subi le traitement HN au bassin versant du Lac Laflamme, le détail de la variabilité temporelle survenue dans la chimie de la solution de sol, qui a été échantillonné à 60 cm de profondeur à l'aide d'un lysimètre. La fertilisation a fait fluctuer la concentration de NO_3^- de façon importante dans la solution de sol, mais pas les autres anions (Cl^- et SO_4^{2-}), dont les concentrations sont

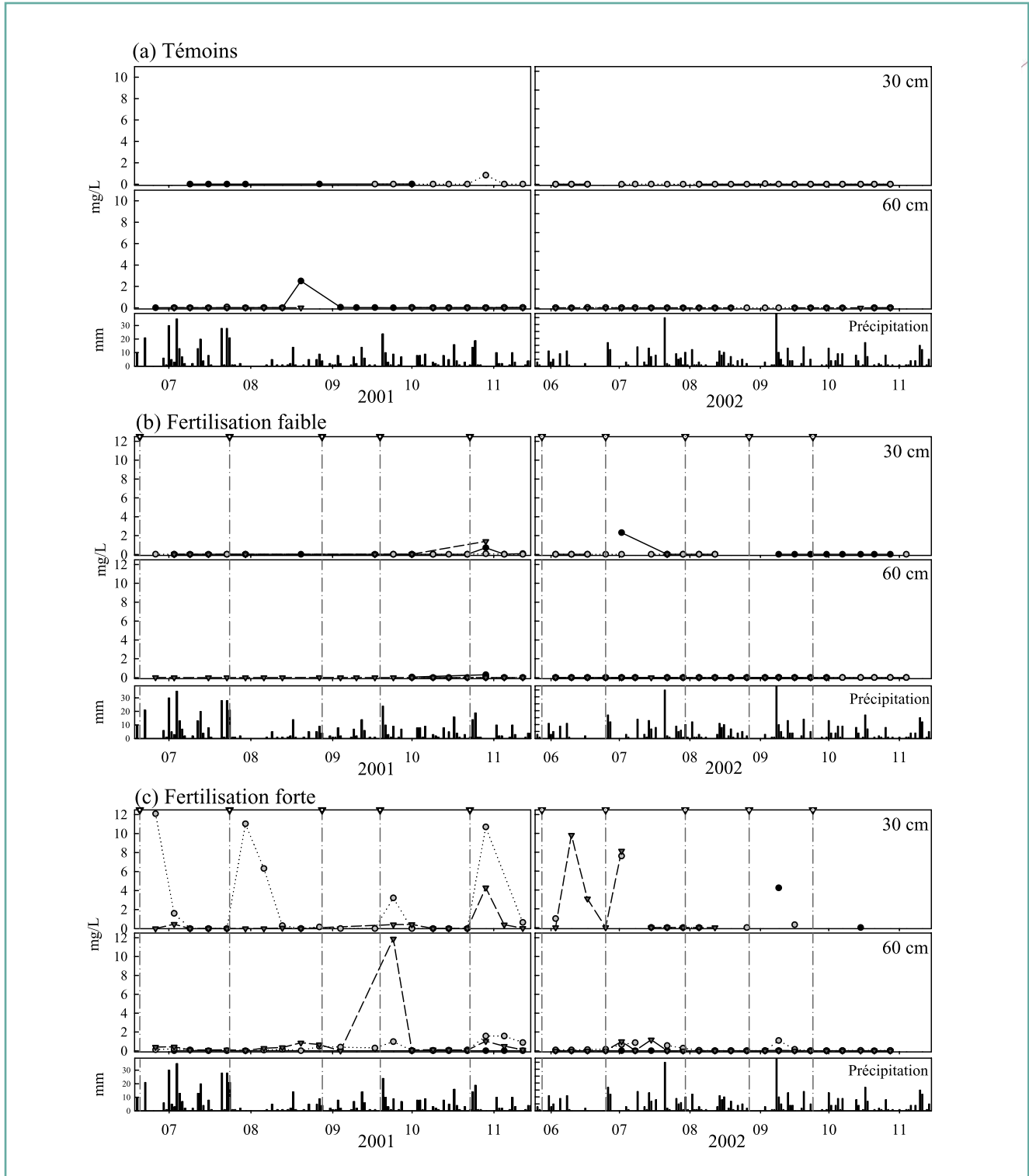


Figure 5.13. Variations temporelles de la concentration de NO_3^- dans les lysimètres situés à 30 et à 60 cm dans le sol des sites témoins et des sites ayant reçu les traitements faibles et élevés de fertilisation en N au bassin versant du Lac Tirasne. Les barres verticales pointillées indiquent les moments d'application de N. Les données sur les précipitations journalières ont été aimablement fournies par Louis Duchesne (MRNF-Québec).

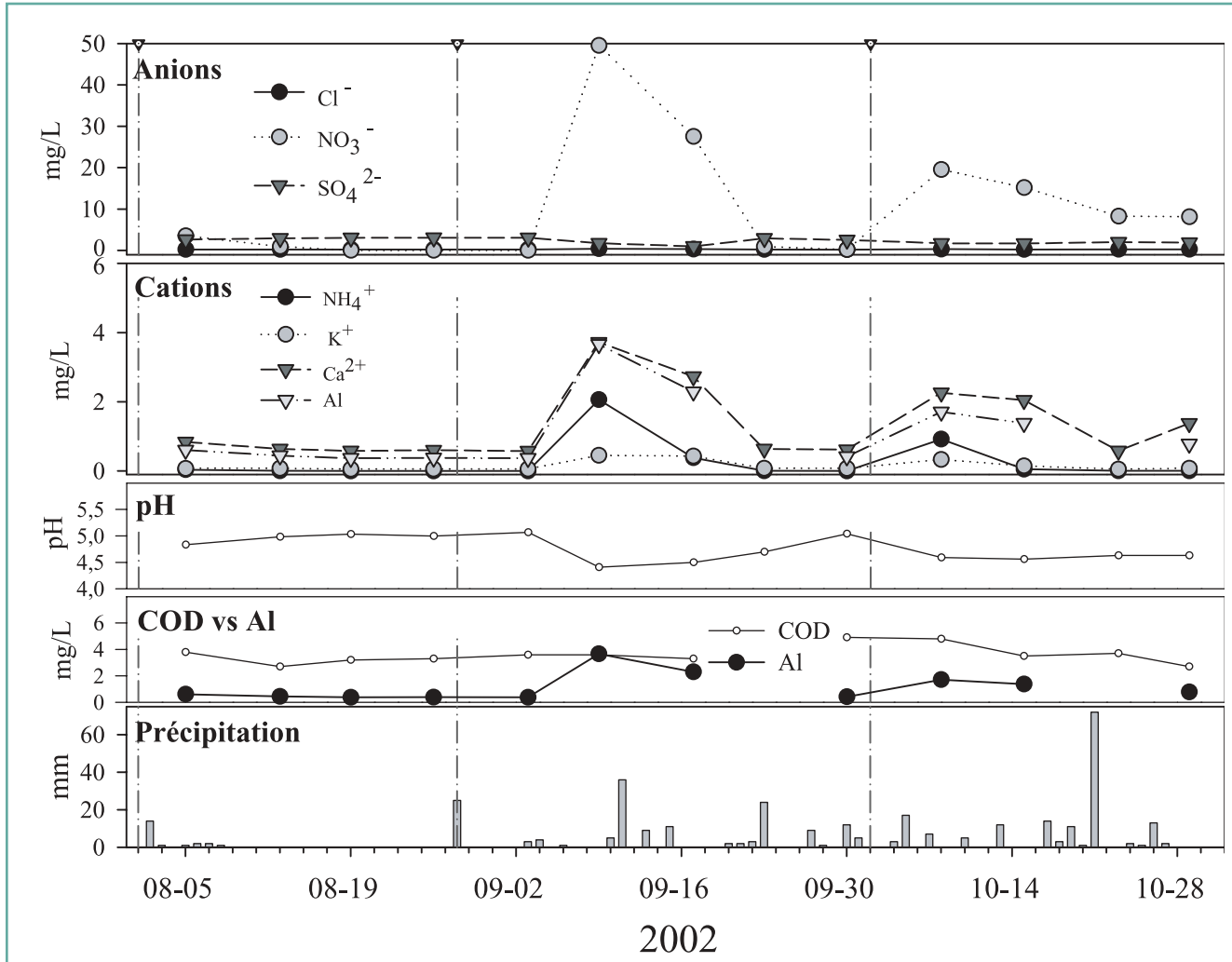


Figure 5.14. Chimie de la solution de sol à 60 cm de profondeur dans le sol des sites soumis au traitement de N élevé (HN) au bassin versant du Lac Laflamme.

demeurées constantes. On a observé par contre qu'il y a avait eu une augmentation des concentrations des cations basiques (K^+ , Mg^{2+} et Ca^{2+}), de l' Al^{3+} , de l' NH_4^+ et de l' H^+ (diminution du pH) associée à l'augmentation de NO_3^- . La diminution du pH a été probablement causée par la nitrification de NH_4^+ ajouté, tel que le laisse supposer le ratio molaire du NO_3^- par rapport au NH_4^+ (qui a atteint un pic de 12 unités) dans la solution de sol, comparativement au ratio de valeur 1 de la solution du traitement appliqué. Il est aussi intéressant de noter la concentration élevée de Al^{3+} (3,6 mg/L) mesurée la même journée.

Bien que les concentrations de Al^{3+} puissent suivre celles du carbone organique dissous (COD) dans la solution de sol à cause de sa grande affinité pour la matière organique, l'augmentation de l' Al^{3+} n'a pas été associée à d'augmentation de COD pendant cette période; cela suppose

que la majorité de l' Al^{3+} devait être biodisponible. Malgré l'absence de saturation de N, les augmentations à court terme de NO_3^- dans le sol peuvent nuire aux racines en rendant l' Al^{3+} biodisponible.

Le traitement de concentrations élevées de NO_3^- a aussi eu pour effet d'évacuer des cations basiques hors de la zone des racines. De fait, des corrélations significatives ont fréquemment été observées entre le NO_3^- et le Ca^{2+} dans les traitements HN, mais pas dans les sites témoins (données non présentées, Houle et al., en prép.). Les corrélations entre NO_3^- et Ca^{2+} laissent croire que les pertes de cations basiques associées au NO_3^- n'ont été limitées qu'aux sites fertilisés.

Dans l'ensemble, nos observations ont montré qu'aucun des trois sites n'était saturé en N. Les sites témoins renfermaient

de faibles concentrations de N inorganique dans la solution de leur sol et le N organique dissous représentait une grande proportion de N total dissous. Ces propriétés sont indicatrices d'écosystèmes limités en N. L'ajout chronique de N n'a pu induire d'augmentation constante de N inorganique dans la solution de sol (malgré des augmentations transitoires), laquelle aurait été indicatrice de saturation en N réalisée expérimentalement. Le traitement le plus élevé que les sites ont reçu correspond à dix fois l'apport atmosphérique naturel. Depuis deux ans, les sols ont donc reçu en N l'équivalent de 20 ans de retombées atmosphériques. Les trois sites d'étude sont donc apparemment capables de retenir des quantités substantielles de N qui provient des retombées atmosphériques.

5.6.5 Les conclusions des expériences d'amendement en N

Dans l'ensemble, les données de l'étude sur les bilans du N (section 5.6.1) indiquent que les forêts de l'est du Canada ne présentent actuellement pas de signes de saturation en N, à l'exception du bassin versant de Turkey Lakes. Cependant, cet état de fait contraste avec celui qui a été établi à partir des données du nord-est des É.-U. (Stoddard, 1994; Aber et al., 1995; Nodvin et al., 1995) et de l'Europe (Dise et Wright, 1995) où le phénomène de saturation en N est observé plus fréquemment.

Les travaux d'expérimentation présentés dans les sections 5.6.2, 5.6.3 et 5.6.4 corroborent les taux élevés de rétention de N observés dans les bassins versants forestiers de l'est du Canada. Un cyclage efficace des espèces moléculaires de N inorganique a été observé – malgré les différences établies entre les sites – dans les trois types de végétation forestière les plus fréquents de l'est du Canada (l'érablière, la sapinière et la pessière noire) par la méthode de dilution à court terme de ^{15}N (section 5.6.3). Ce cyclage traduit l'exigence élevée qu'ont pour le N les microbes et la végétation. À l'exception de quelques augmentations transitoires de N inorganique survenues dans la solution de sol, ces sites n'ont pas montré de signes de saturation en N, même chez ceux qui avaient été amendés en N de façon chronique, d'une quantité correspondant à 20 ans de retombées atmosphériques. Encore une fois, ceci indique que les sites ont été capables de retenir le N ajouté. On a rapporté dans les sections 5.6.2 et 5.6.3 que s'exprimait, des sites d'érablière aux sites de sapinière aux sites de pessière noire, un gradient décroissant de rapidité dans le taux de transformation de N inorganique. Par ailleurs, ce gradient climatique exprimé par la végétation forestière coïncidait avec les quantités décroissantes de retombées

atmosphériques de N qu'elle a reçues, qui sont passées du sud au nord de 10 à 3 kg N/ha/a; toutefois, ce sont probablement les types de végétation qui se révèlent être responsables des différences entre les sites plutôt que les retombées atmosphériques de N. Les érablières seront vraisemblablement les plus sujettes à la saturation en N que les types forestiers résineux parce qu'elles sont situées dans les régions qui reçoivent les taux les plus élevés de retombées atmosphériques en N en plus d'être caractérisées par un taux élevé de nitrification. Ainsi, la transformation de N dans les sols forestiers ne s'accomplit pas seulement en fonction des retombées de N dans un site donné. Les facteurs climatiques et topographiques, l'historique des sites et les espèces d'arbre doivent aussi être considérés dans l'interprétation de la dynamique du N dans les forêts en relation avec les retombées acides.

5.7 LE TRANSFERT D'ALCALINITÉ DES BASSINS VERSANTS AUX EAUX DE SURFACE: LE RÔLE DES CATIONS BASIQUES

On reconnaît désormais que les impacts négatifs des retombées acides sur les forêts résulteront des modifications qui se seront produites dans la chimie du sol. Il peut arriver que les arbres puissent être directement endommagés par les aérosols acides (Cox et al., 1996), mais cela demeure exceptionnel. Les processus biogéochimiques des sols qui reçoivent des retombées élevées de S et de N doivent donc être connus et quantifiés si l'on veut être en mesure de prévoir les impacts à court et à long termes qu'ils causeront sur les forêts. L'entrée d'anions fortement acides (SO_4^{2-} et NO_3^-) dans les sols forestiers a fait augmenter les taux de lessivage de leurs cations basiques (Kirchner, 1995; Likens et al., 1996; Watmough et Dillon, 2003a). L'exportation de cations basiques (Ca^{2+} , Mg^{2+}) des sols peut protéger les lacs en aval contre l'acidification; par contre si l'exportation dépasse le taux de réapprovisionnement donné par l'altération minérale et les retombées atmosphériques, les sols s'acidifieront et, corollaire obligé, l'entrée en cations basiques dans les lacs déclinera. Les questions fondamentales qu'il faut se poser en matière d'impacts des pluies acides sur les forêts et sur les eaux de surface sont: 1) dans quelle mesure les pertes de cations basiques des sols se produisent-elles; 2) quels seront les impacts probables des changements dans la chimie du sol sur la santé des forêts et quels sont les autres facteurs qui peuvent contribuer à leur dépérissement; 3) à quelle vitesse ces modifications surviennent-elles; et 4) comment s'y prendre pour surveiller les forêts exposées aux retombées acides?

5.7.1. Les bilans de cations basiques des forêts de l'est du Canada

S. Watmough

La perte nette des réserves du sol en cations basiques échangeables mènera à son acidification. Il est donc impératif d'établir l'étendue spatiale des pertes des sols en cations basiques et de la gravité de la perte. Dans l'est du Canada, les bilans des cations basiques (entrées données par les retombées atmosphériques et sorties données par le débit à l'exutoire des bassins versants) ont été suivis dans des bassins versants calibrés qui ne reçoivent pas les mêmes quantités de précipitations acides. On sait que certains en auraient reçues pendant presque 30 ans (Beall et al., 2001; Houle et al., 1997; Watmough et Dillon, 2003c, d, 2004; Yanni et al., 2000). Les stations dont il est question dans ce chapitre sont situées dans l'est du Canada (figure 5.1); elles représentent le territoire depuis la région des lacs expérimentaux (ELA) dans l'ouest de l'Ontario jusqu'à Moose Pit Brook en Nouvelle-Écosse. Ces stations reçoivent différentes quantités de dépôts acides, les apports de S et de N les plus élevés se trouvant dans le centre-sud de l'Ontario et le sud du Québec et les plus bas à l'ELA dans le nord-ouest de l'Ontario.

Quantifier les flux de cations basiques entre les dépôts atmosphériques et la décharge est relativement simple pour des bassins versants suivis de façon intensive, bien que les estimations des entrées de cations basiques attribuables à l'altération minérale soient notoirement difficiles à obtenir. Quand on exclut de l'évaluation des cations basiques l'estimation de l'altération minérale, leur perte dépasse grandement les entrées par les apports atmosphériques (en particulier pour le Ca^{2+} et le Mg^{2+}) (figure 5.15). À partir d'études à long terme menées dans 15 bassins versants de l'est du Canada, on a évalué dans les années 1990 que les pertes annuelles moyennes en Ca^{2+} mesurées dans les eaux d'écoulement dépassaient les entrées données par les apports atmosphériques par des valeurs qui variaient entre 2,2 kg/ha (ELA) et 26,7 kg/ha (Turkey Lakes).

L'ajout des estimations de l'altération minérale n'équilibre pas complètement les pertes actuelles de Ca^{2+} , ce qui indique que certains sols forestiers subissent des pertes nettes de Ca^{2+} en dépit de la réduction des émissions acidifiantes (figure 5.15). Dans la majorité des bassins versants à l'étude, les pertes nettes annuelles de Ca^{2+} ont atteint entre 1 et 12,7 kg/ha/a. Dans certains cas, comme celui de Turkey Lakes (S31), le Ca^{2+} pouvait être largué à cause des réactions d'altération qui se sont produites dans le sol sous la zone des racines. Ainsi, dans les évaluations des pertes de

Ca^{2+} où il n'y avait que la zone des racines qui avait été considérée, on a surestimé les pertes des horizons de sol superficiels, importants du point de vue biologique. Les études de bilan massique sont dans l'est du Canada généralement réalisées dans des forêts non perturbées. Les pertes nettes de Ca^{2+} (et d'autres cations basiques), et l'acidification du sol qui s'ensuit, seront même plus importantes dans les forêts exploitées parce que récolter des arbres a pour effet d'exporter définitivement de l'écosystème le Ca^{2+} et autres cations basiques incorporés dans leur tissu (Adams, 1999; Federer et al., 1989).

En général, les pertes de Mg^{2+} sont beaucoup plus faibles que celles de Ca^{2+} . Les estimations de l'altération minérale permettent d'équilibrer – ou presque compte tenu de pertes

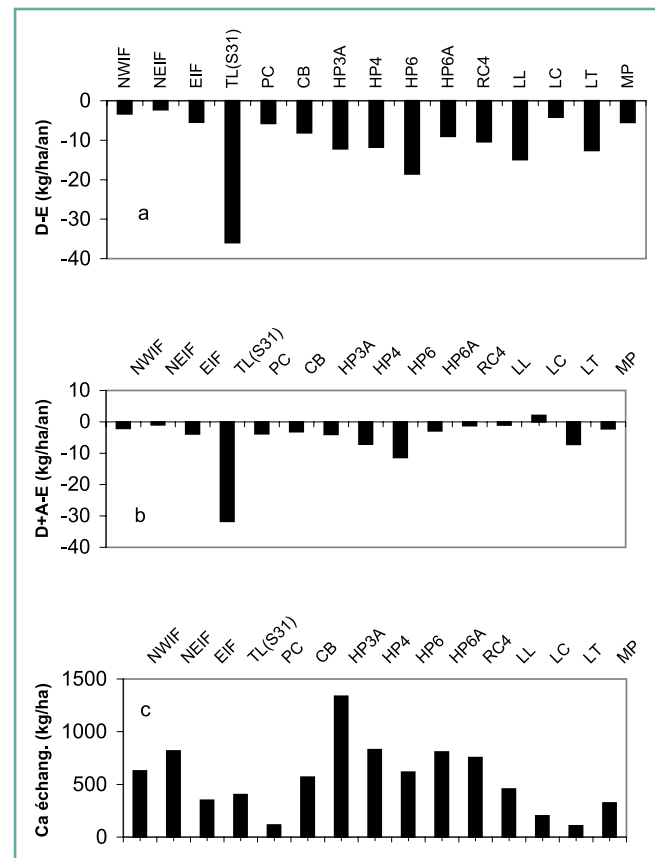


Figure 5.15. Bilan massique annuel moyen durant les années 1990 (dépôts bruts – sortie à la décharge) de Ca^{2+} de 15 bassins versants forestiers de l'est du Canada (a); bilan massique annuel comprenant l'estimation de l'altération de Ca^{2+} (b); et les réserves du sol en Ca^{2+} échangeable (c). Les stations sont situées dans le nord-ouest de l'Ontario dans la région des lacs expérimentaux (NWIF; NEIF et EIF), à Turkey Lakes (TL (S31)) dans l'ouest de l'Ontario, dans le centre-sud de l'Ontario (PC, CB, HP3A, HP4, HP6, HP6A et RC4), dans le centre du Québec (LL, LC et LT) et en Nouvelle-Écosse (MP). Les données présentées dans cette compilation sont de Watmough et al. (soumis).

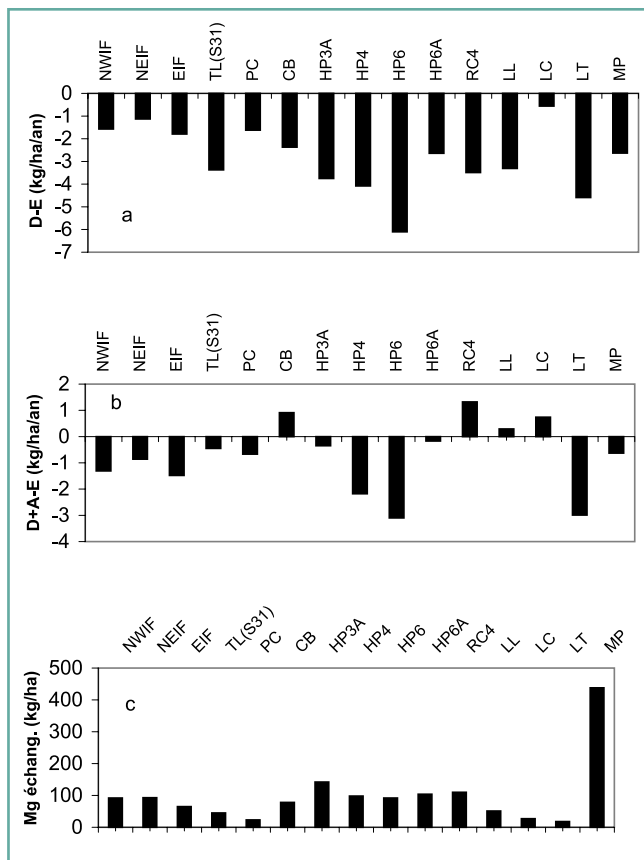


Figure 5.16. Bilan massique annuel moyen durant les années 1990 (dépôts bruts – sortie à la décharge; kg/ha) de Mg²⁺ de 15 bassins versants forestiers de l’est du Canada (a); bilan massique annuel comprenant l’estimation de l’altération en Mg²⁺ (b); et les réserves du sol de Mg²⁺ échangeable (c). Les stations sont situées dans le nord-ouest de l’Ontario dans la région des lacs expérimentaux (NWIF; NEIF et EIF), à Turkey Lakes (TL (S31)) dans l’ouest de l’Ontario, dans le centre-sud de l’Ontario (PC, CB, HP3A, HP4, HP6, HP6A et RC4), dans le centre du Québec (LL, LC et LT) et en Nouvelle-Écosse (MP).

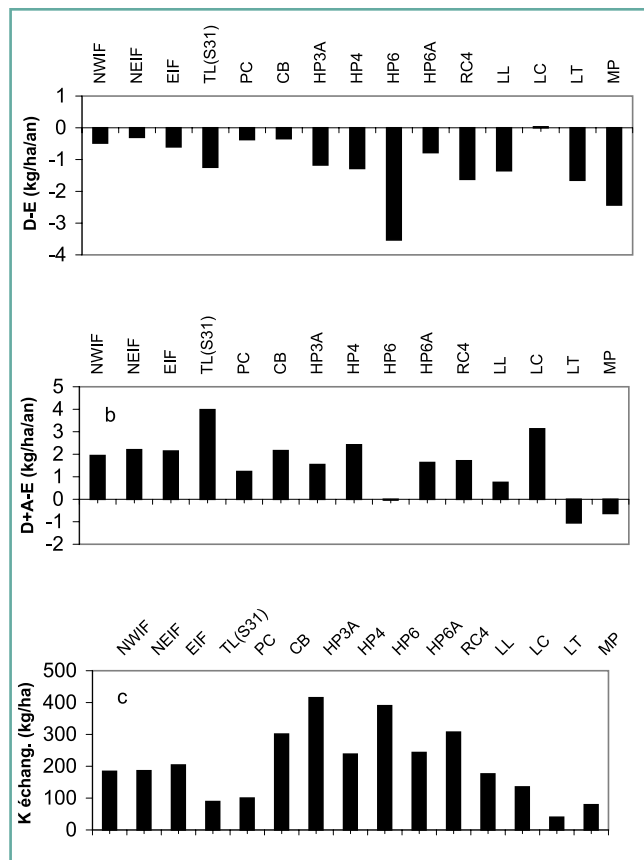


Figure 5.17. Bilan massique annuel moyen des années 1990 (dépôts bruts – sortie à la décharge; kg/ha) de K⁺ de 15 bassins versants forestiers de l’est du Canada (a); bilan massique annuel comprenant l’estimation de l’altération en K⁺ (b); et les réserves du sol de K⁺ échangeable (c). Les stations sont situées dans le nord-ouest de l’Ontario dans la région des lacs expérimentaux (NWIF; NEIF et EIF), à Turkey Lakes (TL (S31)) dans l’ouest de l’Ontario, dans le centre-sud de l’Ontario (PC, CB, HP3A, HP4, HP6, HP6A et RC4), dans le centre du Québec (LL, LC et LT) et en Nouvelle-Écosse (MP).

nettes < 1 kg/ha/a – le bilan de Mg²⁺ dans de nombreux bassins versants (figure 5.16). De même, l’ajout des estimations de l’altération minérale a montré que tous les bassins versants à l’étude retenaient le K⁺ dans leur sol (figure 5.17). Les arbres absorberaient une partie de ce K⁺ dans les stations où la croissance nette est positive, bien qu’il soit probable que l’altération du K⁺ puisse être moindre par rapport à l’altération estimée. Les études à long terme indiquent que de toutes les pertes de cations basiques enregistrées, c’est le Ca²⁺ en qui affiche les plus importantes.

Le SO₄²⁻ est généralement l’anion acide dominant en cause dans le lessivage de cations basiques de la décharge (comptant pour > 90% du lessivage en acidité) donc de l’acidification du sol. Le NO₃⁻ peut aussi contribuer à l’acidification dans quelques stations, en particulier au bassin

versant de Turkey Lakes en Ontario (Foster et Hazlett, 2002; Foster et al., 1989). La récente diminution des apports atmosphériques de SO₄²⁻ s’est traduite par la diminution de pertes nettes de Ca²⁺ et, en retour, par le ralentissement du taux d’acidification des sols (Likens et al., 1998; Watmough et Dillon, 2003a) en dépit du fait que l’on y enregistre encore des pertes nettes de Ca²⁺ (et dans certains cas de Mg²⁺). Dans le centre de l’Ontario, les pertes de Ca²⁺ des sols, estimées à partir des bilans massiques, ont été corroborées par des remesurages dans les sols effectués 17 ans plus tard (Watmough et Dillon, 2004). Dans une station du centre-sud de l’Ontario, on a rapporté que les réserves du sol en Ca²⁺ échangeable avaient diminué jusqu’à 30% depuis le début des années 1980 (Watmough et Dillon, 2004). De plus, la baisse dans le sol du Ca²⁺ (et Mg²⁺) échangeable peut grandement expliquer pourquoi la chimie des eaux de surface ne s’est pas

améliorée tel qu'on l'avait prévu après la réduction des exportations de SO_4^{2-} (Kirchner et Lydersen, 1995; Watmough et Dillon, 2003a).

La baisse dans les sols de Ca^{2+} et de Mg^{2+} échangeables conduira à la baisse de ces cations dans la décharge. Dans plusieurs régions du Canada, l'effet alcalinisant escompté dans les lacs et les cours d'eau par la réduction des dépôts atmosphériques de SO_4^{2-} a été retardé entre autres en raison de la baisse de Ca^{2+} et de Mg^{2+} qu'on a observée (Jeffries et al., 2003). Les pertes nettes du sol en cations basiques (en particulier le Ca^{2+}) et son acidification ne se produisent pas seulement qu'au Canada. On en a aussi rapporté dans le nord-est des É.-U. et en Europe (Bailey et al., 1996; Drohan et Sharpe, 1997; Friedland et Miller, 1999; Johnson et al., 1994; Johnson et al., 2000; Lawrence et al., 1997; Likens et al., 1996, 1998). Récemment, Tomlinson (2003) a fait savoir qu'il pensait que le déclin du taux de croissance des forêts à Hubbard Brook, New Hampshire, résultait de la limitation de Ca^{2+} causée par les retombées acides; il a aussi mentionné que le manque de croissance des forêts dans les régions stressées par l'acidité pouvait s'aggraver sous l'influence des changements climatiques.

5.7.1.1 La dynamique des cations basiques dans les sols forestiers

Aucun dépérissement répandu des forêts – attribuable aux retombées acides – ne se serait produit dans l'est de l'Amérique du Nord, malgré quelques cas de dépérissement des forêts locaux rapportés (Allen et al., 1992; Bauce et Allen, 1991). Afin de connaître les impacts des retombées acides sur les forêts pour en déterminer les politiques relatives aux émissions acidifiantes, il est important de considérer l'échelle de temps qui les concernent. L'appauvrissement récent causé par les retombées acides et l'exploitation forestière s'est produit sur une période relativement courte (environ 100 ans) comparativement à ce qu'il faut de temps pour que le sol des régions qui ont subi la glaciation dans l'est de l'Amérique du Nord (qui s'est effectuée entre 10 000 et 12 000 ans) se constitue des réserves de cations basiques. Les pertes annuelles de cations basiques des sols sont généralement faibles comparativement à ce qu'ils ont en réserve de cations basiques échangeables (figures 5.15-5.17). Par conséquent, l'acidification peut prendre de quelques décennies à des centaines d'années à se produire selon 1) les apports d'acides et de cations basiques reçus, 2) le taux d'altération minérale et 3) les pratiques d'aménagement forestier. Les modèles actuels d'évolution de la chimie du sol montrent que dans les régions affectées par les retombées acides, une baisse graduelle de la saturation du sol de ses cations basiques et de son pH s'est produite au cours du XX^e siècle (Cosby et al.,

1985; Gbondo-Tugbawa et Driscoll, 2003). Bien que le taux d'acidification du sol ait ralenti, des mesures de réduction supplémentaires doivent être adoptées pour empêcher les concentrations de cations basiques des sols de passer à des concentrations insuffisantes pour maintenir des forêts en santé et productives (Arp et al., 1996; Ouimet et al., 2001; Watmough et Dillon, 2003b). Les concentrations de cations basiques dans les sols, contrairement à la chimie des cours d'eau, n'augmenteront probablement pas dans un futur proche parce que les sols mettent beaucoup de temps à se rétablir de l'acidification (le remplacement des pertes en cations basiques attribuable au lessivage acide ou favorisé par lui).

5.7.2 L'évaluation des réserves du sol en cations basiques des bassins versants du réseau TADPA-Québec et leur relation avec la chimie des lacs

D. Houle et R. Ouimet

Les travaux présentés dans cette section sont basés sur la même hypothèse que la section précédente: l'acidification des eaux de surface est reliée aux réserves (ou à leur diminution) de cations basiques constituées dans les sols des bassins versants. Les données collectées dans les sols forestiers et dans les lacs permettent d'interpréter les liens constatés entre les réserves de cations basiques qui y sont accumulées et la chimie des lacs. On trouve peu de ces interprétations dans la documentation sur les retombées acides parce que peu de programmes de recherche ont permis d'étudier au même endroit à la fois les sols forestiers et la chimie des lacs. Les auteurs discutent dans cette section de cette hypothèse envisagée dans la perspective où la concentration de cations basiques dans un lac est proportionnelle aux réserves que les sols de son bassin versant contient.

5.7.2.1 La méthodologie

En 2001 et en 2002, on a échantillonné les sols de 22 bassins versants du réseau TADPA-Québec (figure 5.18). Dans chacun des bassins, trois profils de sol de 1 m² ont été creusés jusqu'à une profondeur de 1 m, puis décrits. Les horizons de sol de plus de 4 cm d'épaisseur ont été échantillonnés séparément. On a évalué visuellement la profondeur de la zone des racines et le pourcentage en volume de fragments grossiers (pierres > 5 cm de diam.). Des cylindres de sol intact ont été prélevés dans chacun des principaux horizons à l'aide d'une sonde volumétrique à marteau (diamètre: 53 mm, longueur: 60 mm) pour évaluer la densité apparente. Tous les échantillons de sol ont été séchés à l'air et tamisé à 2 mm. Les cations échangeables (K^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+}) ont été extraits à l'aide d'une solution de NH_4Cl non tamponné (1M,



12 h) et mesurés par spectroscopie d'émission avec plasma induit par haute fréquence. La profondeur du sol, son contenu en fragments grossiers et sa densité apparente ont été employés pour convertir les concentrations de cations basiques des sols de mg/kg à kg/ha dans la zone des racines (50 cm). Il est possible de consulter Houle et Ouimet (en prép.) pour en savoir plus sur la méthodologie.

5.7.2.2 Résultats et discussion

Les réserves de cations basiques échangeables ont été calculées pour les régions 1 à 5 qui font partie du réseau TADPA-Québec (figure 5.19). Ces régions sont statistiquement différentes en termes de pH, d'alcalinité, de minéralisation (la somme des concentrations de Ca^{2+} et de Mg^{2+}) et de concentrations de SO_4^{2-} dans les lacs (Bobée et al., 1983). Nous avons choisi d'exprimer les résultats des analyses de sol par région parce que nous tenons pour acquis que la chimie du sol reflète, jusque dans une certaine mesure, la nature de la roche-mère et des dépôts de surface.

Les quantités moyennes des réserves du sol en Ca^{2+} échangeable a varié d'un ordre de grandeur, passant de 172 (région 1) à 2 944 kg/ha (région 5). Les régions 2 et 3 ont affiché des valeurs moyennes faibles, tandis que la région 4 a montré des valeurs intermédiaires. Un patron semblable a été observé pour le Mg^{2+} , bien que les quantités absolues des réserves du sol en Mg^{2+} échangeable aient été d'environ dix fois plus faibles. La situation a été différente en ce qui a trait au K^+ , dont les quantités ont moins varié entre les régions. Les patrons donnés pour les réserves du sol en Ca^{2+} et en Mg^{2+} dans la région 5 et dans une moindre mesure dans la région 4 s'expliqueraient par les quantités considérables de minéraux riches en Ca^{2+} et en Mg^{2+} que renferme leur matériel parental. Les proportions de cations basiques individuels constitutives des réserves échangeables se situent à l'intérieur de la gamme des valeurs trouvées dans le nord-est de l'Amérique du Nord (figure 5.20). La proportion de Mg^{2+} des réserves du sol en cations basiques a montré la plus petite variabilité, représentant une valeur médiane de 10%, tandis que le Ca^{2+} a montré la plus grande variabilité, suivi du K^+ .

À l'exception des régions 4 et 5, la majorité des stations échantillonnées semblent sensibles à l'acidité parce que les

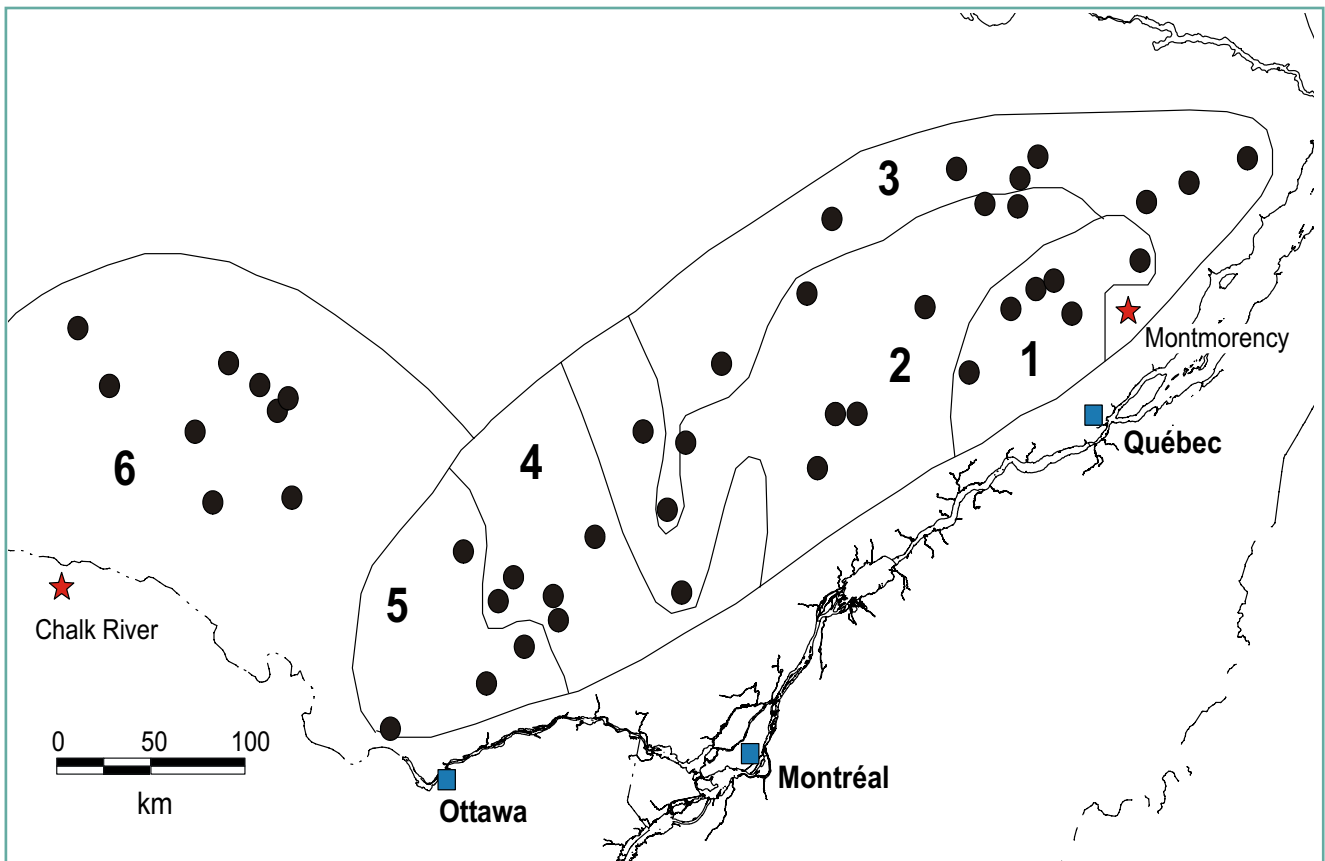


Figure 5.18. Localisation du réseau TADPA-Québec et des frontières des régions 1 à 6.



bassins versants sont composés de sols et de roches dotés de peu de pouvoir tampon. Les régions 1 et 2 sont particulièrement sensibles. Les quantités moyennes de cations basiques en réserves dans les sols de ces bassins versants figurent parmi les plus faibles connues dans l'est du Canada (voir Watmough et al., section 5.7.1) et dans le nord-est de l'Amérique du Nord de manière plus générale (18% par rapport à la moyenne). Les faibles réserves du sol en cations échangeables dans ces régions sont attribuables à la composition minéralogique granitique de la roche-mère et au matériel parental du sol qui, par altération, génère peu de cations basiques. Les régions 1 et 2 sont donc très dépendantes des retombées atmosphériques pour reconstituer leurs réserves en cations basiques. Ainsi, puisque les apports atmosphériques de cations basiques ont diminué dans le nord-est de l'Amérique du Nord (Hedin et al., 1994), on s'attend à ce que les réserves du sol en cations basiques des régions 1 et 2 continuent de diminuer aussi,

compte tenu des quantités de retombées acides qu'elles reçoivent actuellement.

Les régions 1 et 2 sont les régions dont la proportion de lacs qui ne montrent pas de rétablissement chimique (pH ou alcalinité) ou qui continuent de s'acidifier est la plus élevée (Houle et al., 2004b). Cette observation appuie l'hypothèse selon laquelle les réserves du sol en cations basiques (qui sont impliquées dans la neutralisation des entrées d'acidité) sont reliées à la capacité d'un lac donné à résister à l'acidification de même qu'à se rétablir d'une acidification antérieure. Cette relation établie entre les réserves du sol en cations basiques et la chimie des eaux de surface est corroborée par ce qui a été observé dans les régions 4 et 5. Ces dernières reçoivent des quantités élevées de dépôts acides. Mais leurs sols dotés de réserves importantes de cations basiques les protègent de l'acidification de même que les eaux de surface, car leur taux d'altération y est probablement plus grand.

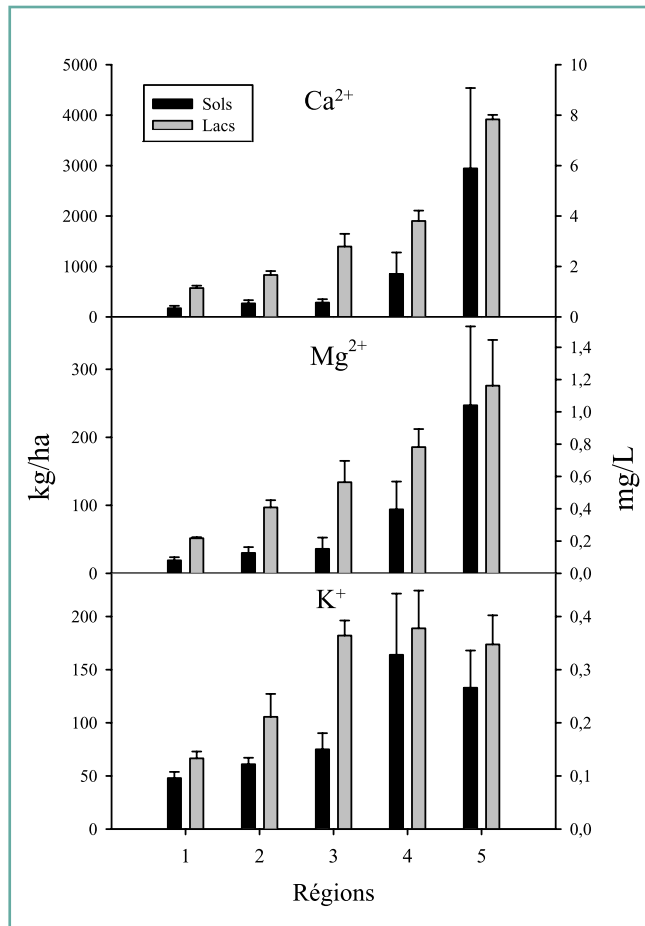


Figure 5.19. Variabilité des réserves du sol en Ca^{2+} , Mg^{2+} et K^+ échangeables et leurs concentrations respectives dans les lacs des régions 1 à 5 du réseau TADPA-Québec.

Les concentrations moyennes de Ca^{2+} et de Mg^{2+} dans les lacs augmentent suivant un gradient qui va du nord-est au sud-ouest (des régions 1 à 5) (figure 5.19) Par exemple, la plus faible concentration moyenne de Ca^{2+} , soit 1,0 mg/L, a été enregistrée dans les lacs de la région 1 et, les valeurs les plus élevées – moyenne de 8,0 mg/L –, dans les lacs de la région de l'Outaouais (région 5). Le classement des réserves

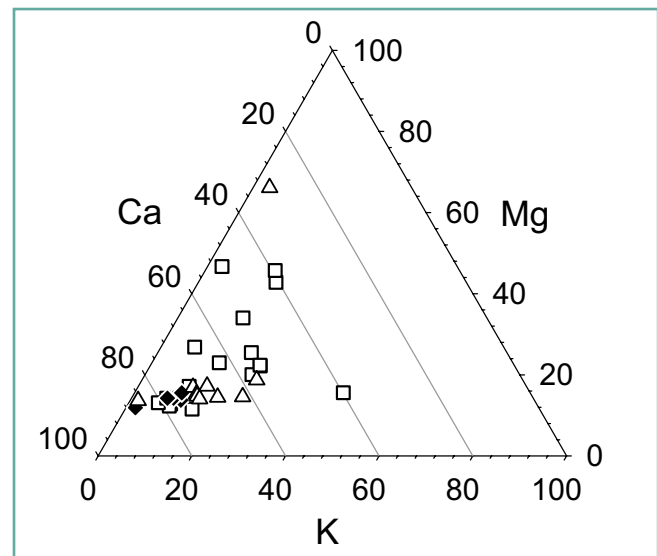


Figure 5.20. Proportions des réserves du sol en cations basiques échangeables dans les cinq régions du réseau TADPA-Québec (diamants). Les stations de l'étude du IFS (triangles) (Johnson et Lindberg, 1992) et de la région de Dorset, ON (carrés) (Watmough et Dillon, 2003) sont présentées à des fins de comparaison.



Tableau 5.6. Relations entre la chimie des lacs et des sols de 35 bassins versants du réseau TADPA-Québec. Les coefficients montrés sont tous significatifs au niveau de probabilité $\alpha=0,05$. Les données obtenues sont de Lachance et Buteau (1989).

Variable	Horizon	Lac		
		pH	Ca	Alc.
pH H ₂ O du sol	BHF	0,832	0,848	0,836
	BF + BHF	0,505	0,448	0,487
Ca éch. du sol	BHF	0,787	0,765	0,749
	BF + BHF	0,711	0,695	0,69
Σ Cations du sol	BHF	0,853	0,788	0,809
	BF + BHF	0,683	0,636	0,632
Saturation en bases du sol	BHF	0,828	0,792	0,786
	BF + BHF	0,725	0,695	0,686

en cations basiques des régions de 1 à 5 est en accord avec celui des concentrations de cations basiques (figure 5.19) et de l'alcalinité (données non présentées) des lacs, ce qui laisse supposer la présence de liens étroits entre la chimie des sols et celle des lacs. Ce lien est fort pour le Ca²⁺ et le Mg²⁺, mais faible pour le K⁺. Cela peut être dû au fait que l'implication du K⁺ dans les réactions de tamponnement dans les sols n'est pas aussi importante que le Ca²⁺ et le Mg²⁺ et aussi parce qu'il est recyclé activement par le biote à l'intérieur du sol (Likens et al., 1994). Par conséquent, les réserves du sol en K⁺ échangeable ne devraient que peu interagir avec la chimie des eaux de surface.

Les résultats d'une étude précédente, qui a visé à comparer la chimie du sol et des lacs d'un inventaire de 35 stations du réseau TADPA-Québec effectué en 1984 et 1985, ont aussi révélé la présence de relations fortes entre plusieurs variables des sols et des lacs (Lachance et Buteau, 1989). Les variables sélectionnées sont présentées au tableau 5.6. Le pH, la concentration de Ca²⁺ échangeable et la saturation en cations basiques des sols ont tous été significativement et positivement corrélés avec le pH des lacs, leur concentration en Ca²⁺ et avec l'alcalinité totale. La chimie des lacs et celle de l'horizon minéral superficiel (horizon Bhf) des sols affichent les coefficients de corrélation les plus élevés (en général autour de 0,8).

D'après nos connaissances, la force des liens qui unit la quantité de cations basiques dans les réserves du sol et la concentration de cations basiques présente dans les lacs, de même que la présence de liens distincts constatés entre cette dernière et la chimie d'horizons du sol, sont sans précédents. Cette connaissance implique des conséquences majeures.

Les données présentées ici appuient fortement l'hypothèse maintes fois envisagée selon laquelle l'acidification des eaux de surface et l'absence de leur rétablissement sont reliées aux faibles réserves du sol en cations basiques (ou à leur diminution) des bassins versants (Stoddard et al., 1999).

5.8 CONCLUSIONS

À la lumière des résultats présentés dans ce chapitre, quelques conclusions clés peuvent être tirées. Le fait que les pertes nettes de cations basiques des bassins versants forestiers de l'est du Canada sont très répandues (section 5.7.1) indique que les entrées en cations basiques par l'altération ne sont pas suffisantes pour équilibrer leur perte par lessivage, et particulièrement pour le Ca²⁺.

Les pertes en cations basiques des stations non protégées, c.-à-d. sujettes à l'exploitation forestière commerciale, pourraient être supérieures (à cause des pertes en cations par exportation de la biomasse) à celles enregistrées dans les stations de recherche de surveillance qui sont, par définition, protégées. Ce constat soulève la question de la préservation du caractère durable de la fertilité du sol, par conséquent de la santé des forêts, et particulièrement celles qui poussent dans un sol au faible pouvoir tampon. De plus, les prévisions laissent croire que les réserves en cations basiques échangeables qui ont été considérablement appauvries dans les décennies passées ne se rétabliront que très lentement en dépit de l'application de mesures de réduction des charges d'acidité. On a maintes fois mis de l'avant l'hypothèse selon laquelle l'acidification des eaux de surface et la remontée du pH des lacs étaient associées aux faibles réserves des sols (ou à leur diminution) en cations basiques des bassins versants. Elle est renforcée par les fortes relations observées entre les concentrations de Ca²⁺ et de Mg²⁺ mesurées dans les lacs et les sols, décrites dans la section 5.7.2. Le temps que prendront les sols forestiers et les eaux de surface à se rétablir demeure difficile à déterminer, car nous en savons encore très peu sur le taux d'altération. Pour cette raison, les efforts à venir devront porter sur la détermination et la validation des taux d'altération.

De plus en plus d'études récentes ont prouvé que la baisse de fertilité du sol détériorait la santé des forêts. De telles preuves font naître des préoccupations à l'égard de la productivité des forêts de l'est du Canada qui occupent les stations de faible pouvoir tampon. Des études sont nécessaires pour quantifier la relation qui s'est établie entre les dépôts acides et la santé des forêts.



Ce chapitre révèle aussi qu'il y a plus de S largué dans la majorité des bassins versants forestiers de l'est du Canada qu'ils n'en reçoivent par les apports atmosphériques (section 5.5). Les quantités de S dérivé de sources atmosphériques dont on n'a pas tenu compte, en particulier le S des dépôts secs et celui issu de l'altération des minéraux, ne semblent pas suffisantes pour expliquer les disparités observées entre les entrées et les sorties de S dans les bassins versants à l'étude. Le S en provenance de sources internes aux bassins versants, y compris la désorption et le largage de SO_4^{2-} par la décomposition de la matière organique, semble plutôt être les causes de ces disparités. Ces deux processus sont générateurs d'acidité dans le sol; le largage de S interne qui s'ensuit s'ajouterait simplement à la charge des apports atmosphériques aux sols et aux eaux de surface en aval. Le largage d'un surplus de S pourrait causer partiellement le manque de rétablissement observé dans les eaux de surface de régions de l'est du Canada. Par ailleurs, les modèles utilisés pour estimer la charge critique des eaux de surface sont basés sur les entrées de SO_4^{2-} des apports atmosphériques plutôt que sur ce qui est exporté à la décharge. Cela a pour effet de sous-estimer l'impact potentiel des dépôts de SO_4^{2-} dans les bassins versants qui affichent des pertes nettes considérables de SO_4^{2-} . Les processus en cause dans la transformation du S et de son exportation de la partie terrestre des bassins versants vers l'eau de surface dans le contexte de réduction des dépôts de S doivent être élucidés. Une part substantielle des efforts de recherche devrait être axée sur ce sujet.

La majorité des stations de l'est du Canada ne risque pas d'être saturé en N dans un avenir rapproché d'après les résultats des travaux sur le N présentés dans ce chapitre (section 5.6). Cependant, les forêts ont une capacité finie d'accumuler le N qui provient des apports atmosphériques; au-delà, il se lessivera. La question est de savoir quand ce lessivage se produira. Nous ne disposons pas de toutes les connaissances pour y répondre. Les eaux de surface doivent donc continuer d'être surveillées – intensivement et de façon continue – dans les stations de recherche existantes au Canada, de manière à ce qu'on puisse y détecter tout phénomène de saturation en N.

5.9 BIBLIOGRAPHIE

- Aber, J.D., Magill, A., Boone, R., Melillo, J.M., Steudler, P., Bowden, R. 1991. Factors controlling nitrogen cycling and nitrogen saturation in northern temperate forest ecosystems. *Ecological Application* 1, 303-315.
- Aber, J.D., Magill, A., McNulty, S.G., Boone, R.D., Nadelhoffer, K.J., Downs M., Hallett, R. 1995. Forest biogeochemistry and primary production altered by nitrogen saturation. *Water, Air and Soil Pollution*. 85, 1665-1670.
- Aber, J., McDowelle, W., Nadelhoffer, K., Magill, A., Berntson, G., Kamakea, M., McNulty, S., Currie, W., Rustad, L., Fernandez, I. 1998. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems – Hypotheses revisited. *BioScience* 48, 921-934.
- Aber, J.D., Nadelhoffer, K., Steudler, P., Melillo, J.M. 1989. Nitrogen saturation of terrestrial ecosystems. *Bioscience* 39, 378-386.
- Abuzinadah, R.A., Read, D.J. 1986a. The role of proteins in the nitrogen nutrition of ectomycorrhizal plants. I. Utilization of peptides and proteins by ectomycorrhizal fungi. *New Phytologist* 103, 481-493.
- Abuzinadah, R.A., Read, D.J. 1986b. The role of proteins in the nitrogen nutrition of ectomycorrhizal plants. III. Protein utilization by *Betula*, *Picea* and *Pinus* in mycorrhizal association with *Hebeloma crustuliniforme*. *New Phytologist* 103, 507-514.
- Adams, M.B. 1999. Acidic deposition and sustainable forest management in the central Appalachians, USA. *Forest Ecology and Management* 122, 17-28.
- Adams, C.M., Hutchinson, T.C. 1992. Fine-root growth and chemical composition in declining central Ontario sugar maple stands. *Canadian Journal of Forest Research* 22, 1489-1503.
- Aerts, R., Chapin, F.S. 2000. The mineral nutrition of wild plants revisited: A re-evaluation of processes and patterns. *Adv. Ecol. Res.* 30, 2-67.
- Alewel, C., Mitchell, M.J., Likens, G.E., Krouse, H.R. 1999. Source of stream sulphate at the Hubbard Brook Experimental Forest: Long term analyses using stable isotopes. *Biogeochemistry* 44, 281-299.
- Allen, D.C., Barnet, C.J., Millers, I., Lachance, D. 1992. Temporal change (1988-1990) in sugar maple health, and factors associated with crown condition. *Canadian Journal of Forest Research* 22, 1776-1784.
- Amthor J.S. 1986 An estimate of the « cost » of nutrient leaching from forest canopies by rain. *New Phytol.* 102, 359-364.
- Arp, P.A., Oja, T., Marsh, M. 1996. Calculating critical S and N loads and current exceedances for upland forests in southern Ontario, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 26, 696-709.

- Bailey, S.W., Hornbeck, J.W., Driscoll, C.T., Gaudette, H.E. 1996. Calcium inputs and transport in a base-poor forest ecosystem as interpreted by Sr isotopes. *Water Resources Research* 32 (3), 707-719.
- Bailey, S.W., Horsley, S.B., Long, R.P., Hallett, R.A. 2004. Influence of edaphic factors on sugar maple nutrition and health on the Allegheny Plateau. *Journal of the Soil Science Society of America* 68, 243-252.
- Bauce, E., Allen, D.C. 1991. Etiology of a sugar maple decline. *Canadian Journal of Forest Research* 21, 686-693.
- Baumgardner, R.E., Lavery, T.F., Rogers, C.M., Isil, S.S. 2002. Estimates of the atmospheric deposition of sulphur and nitrogen species: Clean Air Status and Trends Network, 1990-2000. *Environmental Science and Technology* 36, 2614-2629.
- Bailey, S.E., Behr, R.S., Kelly, C.A. 1986. Retention and release of S from a freshwater wetland. *Water, Air and Soil Pollution* 31, 101-114.
- Beall, F.D., Semkin, R.G., Jeffries, D.S. 2001. Trends in the output of first-order basins at Turkey Lakes Watershed. *Ecosystems* 4, 514-526.
- Bernier, B., Brazeau, M. 1988. Foliar nutrient status in relation to sugar maple dieback and decline in the Québec Appalachians. *Canadian Journal of Forest Research* 18, 754-761.
- Bobée, B., Lachance, M., Haemmerli, J., Tessier, A., Charrette, J.Y., Kramer, J. 1983. Évaluation de la sensibilité à l'acidification des lacs du sud du Québec et incidences sur le réseau d'acquisition de données. Rapport No. 157. INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec.
- Bondietti, E.A., Baes III, C.F., McLaughlin, S.B. 1989. Radial trends in cation ratios in tree rings as indicators of the impact of atmospheric deposition on forests. *Canadian Journal of Forest Research* 19, 586-594.
- Bondietti, E.A., Momoshima, N., Shortle, W.C., Smith, K.T. 1990. A historical perspective on divalent cation trends in red spruce stemwood and the hypothetical relationship to acidic deposition. *Canadian Journal of Forest Research* 20, 1850-1858.
- Bouchard, A. 1997. Recent lake acidification and recovery trends in southern Québec, Canada. *Water, Air and Soil Pollution* 94, 225-245.
- Boutin, R., Robitaille, G. 1995. Increase soil nitrate losses under mature sugar maple trees affected by experimentally induced deep frost. *Canadian Journal of Forest Research* 25, 588-602.
- Bowden, R.D., Melillo, J.M., Steudler, P.A., Aber, J.D. 1991. Effects of nitrogen additions on annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soils in the northeastern United States. *Journal of Geophysical research* 96, 9321-9328.
- Brydges, T.G. 1998. Nitrogen deposition in Canada's boreal shield: implications for the Kyoto protocol. *Environmental Pollution* 101, 365-370.
- Bytnerowicz A., Percy K., Riechers, G., Padgett, P., Krywult, M. 1998. Nitric acid vapor effects on forest trees-deposition and cuticular changes. *Chemosphere* 36, 687-702.
- Chao, T.T., Harvard, M.E., Fang, S.C. 1962. Adsorption and desorption phenomena of sulphate ions in soils. *Soil Science Society of America Proceedings* 26, 234-237.
- Chappelka III, A.H., Chevone, B.I. 1986. White ash seedling growth response to ozone and simulated acid rain. *Canadian Journal of Forest Research* 16, 786-790.
- Christ, M., Zhang, Y., Likens, G.E., Driscoll, C.T. 1995. Nitrogen retention capacity of a northern hardwood forest soil under ammonium sulphate additions. *Ecological Applications* 5, 802-812.
- Clair, T.A., Dillon, P.J., Ion, J., Jeffries, D.S., Papineau, M., Vet, R.J. 1995. Regional precipitation and surface water chemistry trends in southeastern Canada (1983 – 1991). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52, 197 – 212.
- Cosby, B.J., Wright, R.F., Hornberger, G.M., Galloway, J.N. 1985. Modelling the effects of acid deposition: estimation of long-term water quality responses in a small forested catchment. *Water Resources Research* 21, 1591-1601.
- Courchesne, F., Roy, A.G., Biron, P.M., Cote, B., Fyles, J., Hendershot, W.H. 2001. Fluctuations of climatic conditions, elemental cycling and forest growth at the watershed scale. *Environmental Monitoring and Assessment* 67, 161-177.
- Cox, R.M., Lemieux, L., Lodin, M. 1996. The assessment and condition of Fundy white birches in relation to ambient exposure to acid maritime fogs. *Canadian Journal of Forest Research* 26, 682-688.
- Creed, I.F., Band, L.E. 1998. Exploring functional similarity in the export of nitrate-N from forested catchments: A mechanistic modeling approach. *Water Resource Research* 34, 3079-3093.
- Currie, W.S., Nadelhoffer, K., Aber, J.D. 1999. Soil detrital processes controlling the movement of ¹⁵N tracers to forest vegetation. *Ecological Applications* 9, 87-102.
- Davidson, E.A., Hart, S.C., Shanks, C.A., Firestone, M. K. 1991. Measuring gross nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification by ¹⁵N isotopic pool dilution in intact soil cores. *Journal of soil Science* 42, 335-349.
- DeHayes, D.H., Schaberg, P.G., Hawley, G.J., Strimbeck, G.R. 1999. Acid rain impacts on calcium nutrition and forest health. *BioScience* 49, 789-800.
- Demchik, M.C., Sharpe, W.E. 2000. The effect of soil nutrition, soil acidity and drought on northern red oak (*Quercus rubra* L.) growth and nutrition on Pennsylvania sites with high and low red oak mortality. *Forest Ecology and Management* 136, 199-207.

- Devito, K.D. 1995. Sulphate mass balances of Precambrian Shield wetlands: the influence of catchment hydrogeology. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 52, 1750-1760.
- Devito, K.J., Westbrook, C., Schiff, S. 1999. Nitrogen mineralization and nitrification in upland and peatland forest soils in two Canadian Shield catchments. *Canadian Journal of Forest Research* 29, 1793-1804.
- DeWalle, D.R., Pionke, H.B. 1996. Nitrogen export from forest land in the Chesapeake region. In: *Proceedings of the 1994 Chesapeake Bay Research Conference*, Edgewater, MD.
- Dillon, P.J., Molot, L.A. 1990. The role of ammonium and nitrate retention in the acidification of lakes and forested catchments. *Biogeochemistry* 11, 23-43.
- Dise, N.B., Wright, R.F. 1995. Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *For. Ecol. Manage.* 71, 153-161.
- Dise, N.B., Matzner, E., Gundersen, P. 1988. Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* 105, 143-154.
- Dixon, M.J., Kuja, A.L. 1995. Effects of simulated acid rain on the growth, nutrition, foliar pigments and photosynthetic rates of sugar maple and white spruce seedlings. *Water, Air and Soil Pollution* 83, 219-236.
- Driscoll, C.T., Likens, G.E., Church, M.R. 1998. Recovery of surface waters in the northeastern U.S. from decreases in atmospheric deposition of sulphur. *Water, Air and Soil Pollution* 105, 319-329.
- Driscoll, C.T., Lawrence, G.B., Bulger, A.J., Butler, T.J., Cronan, C.S., Eagar, C., Lambert, K.F., Likens, G.E., Stoddard, J.L., Weathers, K.C. 2001. Acidic deposition in the northeastern United States: sources and inputs, ecosystem effects, and management strategies. *BioScience* 51, 180-198.
- Dillon, P.J., Molot, L.A., Futter, M. 1997. The effect of El Niño-related drought on the recovery of acidified lakes. *Environmental Monitoring and Assessment* 46, 105-111.
- Drohan, J.R., Sharpe, W.E. 1997. Long-term changes in forest soil acidity in Pennsylvania, U.S.A. *Water, Air and Soil Pollution* 95, 299-311.
- Duchesne, L., Houle, D., Boutin, R. En préparation. The effects of spruce budworm outbreak and declining S depositions on element cycling at the lake Laflamme watershed: 1-Basic cations.
- Duchesne, L., Ouimet, R., Houle, D. 2002. Basal area growth of sugar maple in relation to acid deposition, stand health, and soil nutrients. *Journal of Environmental Quality* 31, 1676-1683.
- Duchesne, L., Ouimet, R., Morneau, C. 2003. Assessment of sugar maple health based on basal area growth pattern. *Canadian Journal of Forest Research* 33, 2074-2083.
- Eimers, M.C. 2002. Sources and controls of sulphate export in Precambrian Shield catchments in south-central Ontario. University of Waterloo Ph.D. thesis.
- Eimers, M.C., Dillon, P.J. 2002. Climate effects on sulphate export from forested catchments in south-central Ontario. *Biogeochemistry* 62, 337-355.
- Eimers, M.C., Dillon, P.J., Schiff, S.L., Jeffries, D.S. 2003. The effects of drying and re-wetting and increased temperature on sulphate release from upland and wetland material. *Soil Biology and Biochemistry* 35, 1663-1673.
- Eimers, M.C., Dillon, P.J., Schiff, S.L. 2004. Sulphate flux from an upland forested catchment in south-central Ontario, Canada. *Water, Air and Soil Pollution* 152, 3-22.
- Environment Canada. 1997. 1997 Canadian Acid Rain Assessment. Volume 4: The Effects on Canada's Forests. Ottawa, Canada.
- Erismann, J.W., de Vries, W. 2000. Nitrogen deposition and effects on European forests. *Environ. Rev.* 8, 65-93.
- Eshleman, K.N., Morgan, R.P. II, Webb, J.R., Deviney, F.A., Galloway, J.N. 1998. Temporal patterns of nitrogen leakage from mid-Appalachian forested watersheds: Role of insect defoliation. *Water Resources Research* 34, 2005-2116.
- Falkengren-Grerup, U. 1995. Long-term changes in flora and vegetation in deciduous forests of southern Sweden. *Ecological Bulletins* 44, 215-226.
- Federer, C.A., Hornbeck, J.W., Tritton, L.M., Martin, C.W., Pierce, R.S., Smith, T.S. 1989. Long-term depletion of calcium and other nutrients in eastern US forests. *Environmental Management* 13, 593-601.
- Fenn, M.E., Poth, M.A., Aber, J.D., Baron, J.S., Bormann, B.T., Johnson, D.W., Lemly, A.D., McNulty, S.G., Ryan, D.F., Stottlemeyer, R. 1998. Nitrogen excess in North American ecosystems: Predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *Ecol. Applic.* 8, 706-733.
- Foster, N.W. 1989. Influences of seasonal temperature on nitrogen and sulphur mineralization/immobilization in a maple-birch forest in central Ontario. *Canadian Journal of Soil Science* 69, 501-514.
- Foster, N.W., Hazlett, P.W. 2002. Trends in water chemistry in a maple forest on a steep slope. *Water, Air and Soil Pollution Focus* 2, 23-36.
- Foster, N.W., Hazlett, P.W., Nicolson, J.A., Morrison, I.K. 1989. Ion leaching from a sugar maple forest in response to acidic deposition and nitrification. *Water, Air and Soil Pollution* 48, 251-261.
- Foster, N.W., Morrison, I.K., Yin, X., Arp P.A. 1992. Impact of soil water deficits in a mature sugar maple forest: stang biogeochemistry. *Canadian Journal of Forest Research* 22, 1753-1760.

- Friedland, A.J., Miller, E.K. 1999. Major-element cycling in a high-elevation Adirondack forest: patterns and changes, 1986-1996. *Ecological Applications* 9, 958-967.
- Galloway, J.N., Schlesinger, W.H., Levy, J., Michaels, A., Schnoor, J.L. 1995. Nitrogen fixation: anthropogenic enhancement, environmental response. *Global Biogeochem.* 9, 235-252.
- Gawel, J.E., Ahner, B.A., Friedland, A.J., Morel, F.M.M. 1996. Role of heavy metals in forest decline indicated by phytochelatin measurements. *Nature* 381, 64-65.
- Gbondo-Tugbawa, S.S., Driscoll, C.T. 2003. Factors controlling long-term base cation changes in soil pools of exchangeable base cations and stream acid neutralizing capacity of a northern hardwood forest ecosystem. *Biogeochemistry* 63, 161-185.
- Gélineau, M., Carignan, R., Tessier, A. 1989. Study of the transit of sulphate in a Canadian Shield lake watershed with stable oxygen isotope ratios. *Appl. Geochem.* 4, 195-201.
- Hedin, L.O., Granat, L., Likens, G.E., Buishand, T.A., Galloway, J.N., Butler, T.J., Rodhe, H. 1994. Steep declines in atmospheric base cations in regions of Europe and North America. *Nature* 367, 351 – 354.
- Hern, J.A. 1990. Influence of soil sulphate adsorption on lake acidification. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 24, 150-151.
- Hogan, G.D. 1992. Physiological effects of direct impact of acidic deposition on foliage. *Agr. Ecoys. and Environ.* 42, 307-319.
- Hogan, G.D. 1998. Effect of simulated acid rain on the physiology, growth and foliar nutrient concentrations of sugar maple. *Chemosphere* 36, 633-638.
- Hornbeck, J.W., Smith, R.B. 1985. Documentation of red spruce (*Picea rubens*) growth decline. *Canadian Journal of Forest Research* 15, 1199-1202.
- Horsley, S.B., Long, R.P., Bailey, S.W., Hallett, R.A., Hall, T.J. 2000. Factors associated with the decline disease of sugar maple on the Allegheny Plateau. *Canadian Journal of Forest Research* 30, 1365-1378.
- Houle, D., Carignan, R. 1992. Sulphur speciation and distribution in soils and aboveground biomass of a boreal coniferous forest. *Biogeochemistry* 16, 63-82.
- Houle, D., Carignan, R. 1995. Role of SO₄ adsorption and desorption in the long-term S budget of a coniferous catchment on the Canadian Shield. *Biogeochemistry* 28, 162-182.
- Houle, D., Carignan, R., Lachance, M. 1995. Dissolved organic carbon and sulphur in southwestern Quebec lakes: Relationships with catchment and lake properties. *Limnology and Oceanography* 40, 710-717.
- Houle, D., Paquin, R., Camiré, C., Ouimet, R., Duchesne, L. 1997. Response of the Lac Clair watershed to changes in precipitation chemistry (1988-1994). *Canadian Journal of Forest Research* 27, 1813-1821.
- Houle, D., Ouimet, R., Paquin, R., Laflamme, J.G. 1999. Interactions of atmospheric deposition with a mixed hardwood and a coniferous forest canopy at the Lake Clair Watershed (Duchesnay, Québec). *Canadian Journal of Forest Research* 29, 1944-1957.
- Houle, D., Carignan, R., Ouimet, R. 2001. Soil organic sulphur dynamics in a coniferous forest. *Biogeochemistry* 53, 105-124.
- Houle, D., Duchesne, L., Moore, J.-D., Richer-Lafèche, M., Ouimet, R. 2002. Soil and tree-ring chemistry response to liming in a sugar maple stand. *Journal of Environmental Quality* 31, 1993-2000.
- Houle, D., Carignan, R., Roberge, J. 2004a. The transit of ³⁵SO₄ and ³H₂O added *in situ* to soil in a boreal coniferous forest. *Water, Air, and Soil Pollution. Focus* 4, 501-516.
- Houle, D., Gagnon, C., Couture, S., Kemp A. 2004b. Recent recovery of Lake Water quality in Southern Quebec following reductions in sulphur emissions. *Water, Air, and Soil Pollution Focus* 4, 247-261.
- Hughes, R.N., Cox, R.M. 1994. Acidic fog and temperature effects on stigmatic receptivity in two birch species. *Journal of Environmental Quality* 23, 686-692.
- Hutchinson, T.C., Watmough, S.A., Sager, E.P.S., Karagatzides, J.D. 1998. The effects of excess nitrogen deposition and soil acidification on sugar maple (*Acer saccharum* Marsh) in Ontario, Canada: An experimental study. *Canadian Journal of Forest Research* 28, 299-310.
- Jeffries, D.S., Snyder, W.R. 1983. *Geology and Geochemistry of the Muskoka-Haliburton Study Area*. Ontario Ministry of the Environment. DR 83/2.
- Jeffries, D.S., Semkin, R.G., Beall, F.D., Franklyn, J. 2002. Temporal trends in water chemistry in the Turkey Lakes Watershed, Ontario, Canada. *Water, Air and Soil Pollution Focus* 2, 5-22.
- Jeffries, D.S., Clair, T.C., Couture, S., Dillon, P.J., Dupont, J., Keller, W., McNicol, D.K., Turner, M.A., Vet, R., Weeber, R. 2003. Assessing the recovery of lakes in southeastern Canada from the effects of acid deposition. *Ambio* 32, 176-182.
- Jiang, M., Jagels, R. 1999. Detection and quantification of changes in membrane-associated calcium in red spruce saplings exposed to acid fog. *Tree Physiology* 19, 909-916.
- Johnson, D.W., Lindberg, S.E. (Eds). 1992. *Atmospheric Depositions and Forest Nutrient Cycling*. Springer-verlag, New York.
- Johnson, D.W., Van Miegroet, H., Lindberg, S.E., Harrison, R.B., Todd, D.E. 1991. Nutrient cycling in red spruce forests of the Great Smoky Mountains. *Canadian Journal of Forest Research* 21, 769-787.
- Johnson, A.H., Friedland, A.J., Miller, E.K., Siccama, T.G. 1994. Acid rain and soils of the Adirondacks. III. Rates of soil acidification in a montane spruce-fir forest at Whiteface Mountain, New York. *Canadian Journal of Forest Research* 24, 663-669.

- Johnson, C.E., Driscoll, C.T., Siccama, T.G., Likens, G.E. 2000. Element fluxes and landscape position in a northern hardwood forest watershed ecosystem. *Ecosystems* 3, 159-184.
- Kellner, O., Redbo-Torstensson, P. 1995. Effects of elevated nitrogen deposition on the field layer vegetation in coniferous forests. *Ecological Bulletins* 44, 227-237.
- Kemp, A. 1999. Trends in Lake Water Quality in Southern Quebec Following Reductions in Sulphur Emissions. Scientific and Technical Report STE-212. Environment Canada – Quebec Region, Environmental Conservation, St. Lawrence Centre, Montreal, Quebec.
- Kirchner, J.W., Lydersen, E. 1995. Base cation depletion and potential long-term acidification of Norwegian catchments. *Environmental Science and Technology* 29, 1953-1960.
- Kolb, T.E., McCormick, L.H. 1993. Etiology of sugar maple decline in four Pennsylvania stands. *Canadian Journal of Forest Research* 23, 2395-2402.
- Krywult, M., Hom, J., Bytnerowicz, A., Percy, K.E. 1996. Deposition of gaseous nitric acid and its effects on foliage of Ponderosa pine (*Pinus ponderosa* L.) seedling. In: R. Cox, K.E. Percy, K.F. Jensen, C.J. Simpson (Eds.), *Air Pollution and Multiple Stresse*, pp.45-51. Proceedings of the 16th International Meeting for Specialists in Air Pollutants Effects on Forest Ecosystems. Fredericton, Sept. 7-9 1994. Nat. Res. Can. Can. For. Ser., Fredericton. 402 p.
- Kouterick, K.B., Skelly, J.M., Pennypacker, S.P., Cox, R.M. 2001. Birch foliar responses to simulated acidic fog and *Septoria betulae* inoculations. *Canadian Journal of Forest Research* 31, 392-400.
- Lachance, M., Buteau, F. 1989. Étude des Relations Entre les Caractéristiques Terrestres des Basins Versants et la Qualité de L'Eau des 35 lacs du Réseau TADPA. Rapport scientifique No 277. Environnement Canada.
- Lamontagne, S., Carignan, R., D'Arcy, P., Prairie, Y.T., Pare, D. 2000. Element export in runoff from eastern Canadian Boreal Shield drainage basins following forest harvesting and wild fires. *Can. Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57, 118-128.
- Lavigne, M.B., Boutin, R., Foster, R.J., Goodine, G., Bernier, P.Y., Robitaille, G. 2003. Soil respiration responses to temperature are controlled more by roots than decomposition in balsam fir ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research* 33, 1744-1753.
- Lawrence, G.B., David, M.B., Bailey, S.W., Shortle, W.C. 1997. Assessment of soil calcium status in red spruce forests in the northeastern United States. *Biogeochemistry* 38, 19-39.
- LaZerte, B.D. 1993. The impact of drought and acidification on the chemical exports from a minerotrophic conifer swamp. *Biogeochemistry* 18, 153-175.
- LaZerte, B., Scott, L. 1996. Soil water leachate from two forested catchments on the Precambrian Shield, Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 26, 1353-1365.
- Likens, G.E., Driscoll, C.T., Buso, D.C., Siccama, T.G., Johnson, C.E., Ryan, D.F., Lovett, G.M., Fahey, T.J., Reiners, W.A. 1994. The biogeochemistry of potassium in the Hubbard Brook experimental forest, New Hampshire. *Biogeochemistry* 25, 61-125.
- Likens, G.E., Driscoll, C.T., Buso, D.C. 1996. Long-term effects of acid rain: response and recovery of a forest ecosystem. *Science* 272, 244-246.
- Likens, G.E., Driscoll, C.T., Buso, D.C., Siccama, T.G., Johnson, C.E., Lovett, G.M., Fahey, T.J., Reiners, W.A., Ryan, D.F., Martin, C.W., Bailey, S.W. 1998. The biogeochemistry of calcium at Hubbard Brook. *Biogeochemistry* 41, 89-173.
- Lin, Z.Q., Barthakur, N.N., Schuepp, P.H., Kennedy, G.G. 1995. Uptake and translocation of ⁵⁴Mn and ⁶⁵Zn applied on foliage and bark surfaces of balsam fir (*Abies balsamea* (L.) Mill) seedlings. *Environmental and Experimental Botany* 35, 475-483.
- Löfgren, S., Bringmark, L., Aastrup, M., Hultberg, H., Kindbom, K., Kvarnas, H. 2001. Sulphur balances and dynamics in three forested catchments in Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* 130, 631-636.
- Lovett, G.M., Weathers, K.C., Arthur, M.A., Schultz, J.C. 2004. Nitrogen cycling in a northern hardwood forest: Do species matter ? *Biogeochemistry* 67, 289-308.
- MacDonald, N.W., Hart, J.B., Nguyen, P.V. 1986. Simulated acid rain affects jack pine seedling establishment and nutrition. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50, 219-225.
- Magill, A.H., Aber, J.D., Hendricks, J.J., Bowden, R.D., Melillo, J.M., Steudler, P.A. 1997. Biochemical response of forest ecosystems to simulated chronic nitrogen deposition. *Ecological Applications* 7, 402-415.
- McLaughlin, D.L. 1998. A decade of forest tree monitoring in Canada: evidence of air pollution effects. *Environmental Reviews* 6, 151-171.
- McLaughlin, S.B., Andersen, C.P., Hanson, P.J., Tjoelker, M.G., Roy, W.K. 1991. Increased dark respiration and calcium deficiency of red spruce in relation to acidic deposition at high-elevation southern Appalachian Mountain sites. *Canadian Journal of Forest Research* 21, 1234-1244.
- Magill, A.H., Aber, J.D., Berntson, G.M., McDowell, W.H., Nadelhoffer, K.J., Melillo, J.M., Steudler, P. 2000. Long-term nitrogen additions and nitrogen saturation in two temperate forests. *Ecosystems* 3, 238-253.
- Mahendrappa, M.K. 1982. Effects of SO₂ pollution on nitrogen transformations in some organic soils of northeastern New

- Brunswick: Ammonia volatilization. *Canadian Journal of Forest Research* 12, 458-462.
- Mahendrappa, M.K. 1989. Impacts of forest on water chemistry. *Water, Air, Soil Poll.* 46, 61-72.
- Mahendrappa, M.K. 1991. Acid rain effects on nitrogen availability from litter and organic matter decomposition. In: G. Robitaille, P.J. Rennie (Eds.), *Proceedings of a Conference on the Effects of Acid Rain on Forest Resources*, pp. 209-229. Sainte-Foy, Que. 14-17 June 1983. For. Can. Ottawa, Ont. Inf. Rep. DPC-X-35. 655p.
- McFee, W.W., Stone, E.L. Jr. 1968. Ammonium and nitrate as nitrogen sources for *Pinus radiata* and *Picea glauca*. *Soil Science Society of America Proceedings* (32), 879-884.
- Mitchell, M.J., David, M.B., Maynard, D.G., Telang, S.A. 1986. Sulphur constituents in soils and streams of a watershed in the Rocky Mountains of Alberta. *Canadian Journal of Forest Research* 16, 315-320.
- Mitchell, M.J., Harrison, R.B., Fitzgerald, J.W., Johnson, D.W., Lindberg, S.E., Zhang, Y., Autry, A. 1992. Sulphur distribution and cycling in forest ecosystems. In: D.W. Johnson, S.E. Lindberg (Eds.), *Atmospheric Deposition and Forest Nutrient Cycling*. Springer-Verlag, New York, NY.
- Mitchell, M.J., Driscoll, C.T., Kahl, J.S., Likens, G.E., Murdoch, P.S., Pardo, L.H. 1996. Climatic control of nitrate loss from forested watersheds in the northeast United States. *Environmental Science and Technology* 30, 2609-2612.
- Meng, F.R., Cox, R.M., Arp, P.A. 1994. Fumigating mature spruce with SO₂: Effects on net photosynthesis and stomatal conductance. *Canadian Journal of Forest Research* 24, 1464-1471.
- Moayeri, M.H. 2001. Mass balance related to sustainability of forest biomass production: Concepts and applications. Ph.D. Thesis, University of New Brunswick, Fredericton, N.B., Canada.
- Mohamed, H.K., Pathak, S., Roy, D.N., Hutchinson, T.C., McLaughlin, D.L., Kinch, J.C. 1997. Relationship between sugar maple decline and corresponding chemical changes in the stem tissue. *Water, Air and Soil Pollution* 96, 321-327.
- Morth, C.M., Torssander, P. 1995. Sulphur and oxygen isotope ratios in sulphate during an acidification reversal at Lake Gardsjon, western Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* 79, 261-278.
- Moore, J.D., Camiré, C., Ouimet, R. 2000. Effects of liming on the nutrition, vigor, and growth of sugar maple at the Lake Claire Watershed, Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 30, 725-732.
- Murdoch, P.S., Burns, D.A., Lawrence, G.B. 1998. Relation of climate change to the acidification of surface waters by nitrogen deposition. *Environmental Science and Technology* 32, 1642-1647.
- Näsholm, T., Ekblad, A., Nordin, A., Giesler, R., Högberg, M., Högberg, P. 1998. Boreal forest plants take up organic nitrogen. *Nature* (392), 914-916.
- Nellemann, C., Thomsen, M.G. 2001. Long-term changes in forest growth: potential effects of nitrogen deposition and acidification. *Water, Air and Soil Pollution* 128, 197-205.
- Neary, A.J., Mistry, E., Vanderstar, L. 1987. Sulphate relationships in some central Ontario forest soils. *Canadian Journal of Soil Science* 67, 341-352.
- Nihlgård, B. 1985. The ammonium hypothesis – an additional explanation to the forest dieback in Europe. *Ambio*. 14, 2-8.
- Nodvin, S.C., Van Miegroet, H., Lindberg, S.E., Nicholas, N.S., Johnson, D.W. 1995. Acid deposition, ecosystem processes, and nitrogen saturation in a high elevation southern Appalachian watershed. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 1647-1652.
- Novak, M., Bottrell, S.H., Prechova, E. 2001. Sulphur isotope inventories of atmospheric deposition, spruce forest floor and living sphagnum along a NW-SE transect across Europe. *Biogeochemistry* 53, 23-50.
- Novak, M., Kirchner, J., Groscheova, H., Havel, M., Cerny, J., Krejci, R., Buzek, F. 2000. Sulphur isotope dynamics in two central European watersheds affected by high atmospheric deposition of SO_x. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 64, 367-383.
- Ouimet, R., Camiré, C. 1995. Foliar deficiencies of sugar maple stands associated with soil cation imbalances in the Quebec Appalachians. *Canadian Journal of Soil Science* 75, 169-175.
- Ouimet, R., Camiré, C., Furlan, V. 1995. Endomycorrhizal status of sugar maple in relation to tree decline and foliar fine roots, and soil chemistry in the Beauce region, Quebec. *Canadian Journal of Botany* 73, 1168-1175.
- Ouimet, R., Duschene, D., Houle, D., Arp, P.A. 2001. Critical load and exceedances of acid deposition and associated forest growth in the northern hardwood and boreal coniferous forests in Quebec, Canada. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 1, 119-134.
- Payette, S., Fortin, M.-J., Morneau, C. 1996. The recent sugar maple decline in southern Quebec: Probable causes deduced from tree rings. *Canadian Journal of Forest Research* 26, 1069-1078.
- Perakis, S.S., Hedin, L.O. 2002. Nitrogen loss from unpolluted South American forest mainly via dissolved organic compounds. *Nature* 415, 416-419.
- Percy, K.E., Baker, E.A. 1991. Effects of simulated acid rain on needle wetability and rain retention by two Sitka spruce (*Picea stichensis* (Bong.) Carr) clones. *Canadian Journal of Forest Research* 21, 694-697.
- Percy, K.E., Krause, C.R., Jensen, K.F. 1990. Effects of ozone and acid fog on red spruce needle wax ultrastructure. *Canadian Journal of Forest Research* 20, 117-120.

- Prechtel, A., Alewell, C., Armbruster, M., Bittersohl, J., Cullen, J., Evans, C., Helliwell, R., Kopáček, J., Marchetto, A., Matzner, E., Meesenburg, H., Moldan, F., Moritz, K., Veselý, J., Wright, R.F. 2001. Response of sulphur dynamics in European catchments to decreasing sulphate deposition. *Hydrology and Earth System Sciences* 5 (3), 311-325.
- Prescott, C.E., Hope, G.D., Blevins, L.L. 2003. Effect of gap size on litter decomposition and soil nitrate concentrations in a high-elevation spruce-fir forest. *Canadian Journal of Forest Research* 33, 2210-2220.
- Reuss, J.O., Johnson, D.W. 1986. Acid deposition and the acidification of soils and waters. Springer-Verlag, New York.
- Roberts, B.R. 1990. Physiological response of yellow polar seedlings to simulated acid rain, ozone fumigation and drought. *Forest Ecology and Management* 31, 215-224.
- Robitaille, G., Boutin, R., Lachance, D. 1995. Effects of soil freezing stress on sap flow and sugar content of mature sugar maple (*Acer saccharum*). *Canadian Journal of Forest Research* 25, 577-587.
- Sayre, R.B., Fahey, T.J. 1999. Effects of rainfall acidity and ozone on foliar leaching in red spruce (*Picea rubens* Sarg.). *Canadian Journal of Forest Research* 29, 487-493.
- Schaberg, P.G., DeHayes, D.H., Hawley, G.J., Strimbeck, G.R., Cumming, J.R., Murakami, P.F., Borer, C.H. 2000. Acidic mist and soil Ca and Al alter the mineral nutrition and physiology of red spruce. *Tree Physiology* 20, 73-85.
- Schaberg, P.G., DeHayes, D.H., Hawley, G.J., Murakami, P.F., Strimbeck, G.R., McNulty, S.G. 2002. Effects of chronic N fertilization on foliar membranes, cold tolerance, and carbon storage in montane red spruce. *Canadian Journal of Forest Research* 32, 1351-1359.
- Schiff, S.L., Devito, K.J., Elgood, R.J., McCrindle, P.M., Spoelstra, J., Dillon, P.J. 2002. Two adjacent forested catchments: Dramatically different NO_3^- export. *Water Resource Research* 38, 1292 – 1305.
- Scott, N.A., Binkley, D. 1997. Foliage litter quality and annual net N mineralization: comparison across North American forest sites. *Oecologia* 111, 151-159.
- Scott, M.G., Hutchinson, T.C., Feth, M.J. 1989. Contrasting responses of lichens and *Vaccinium angustifolium* to long-term acidification of a boreal forest ecosystem. *Canadian Journal of Botany* 67, 579-588.
- Sheppard, L. 1994. Causal mechanism by which sulphate, nitrate and acidity influence frost hardiness in red spruce: Review and hypothesis. *New Phytol.* 127, 69-84.
- Shortle, W.C., Smith, K.T. 1988. Aluminum induced calcium deficiency syndrome in declining red spruce. *Science*, 240, 1017-1018.
- Shortle, W.C., Smith, K.T., Minocha, R., Alexeyev, V.A. 1995. Similar patterns of change in stemwood calcium in red spruce and Siberian fir. *Journal of Biogeography* 22, 467-473.
- Sirois, A., Vet, R., MacTavish, D. 2001. Atmospheric deposition to the Turkey Lakes watershed: Temporal variations and characteristics. *Ecosystems* 4, 503-513.
- Skeffington, R.A., Wilson, E.J. 1988. Excess nitrogen deposition: Issues for consideration. *Environmental Pollution* 54, 159-184.
- Sainte-Marie, C., Houle, D. 2005. Forest floor gross and net nitrogen mineralization across a gradient of forest types and nitrogen deposition in Quebec, Canada. *Soumis à Soil Biol. Biochem.*
- Sainte-Marie, C., Paré, D. 1999. Soil, pH and N availability effects on net nitrification in the forest floors of a range of boreal forest stands. *Soil Biol. Biochem.* 31, 1579-1589.
- Stoddard, J.L. 1994. Long-term changes in watershed retention of nitrogen: its causes and aquatic consequences. In: L.A. Baker (Ed.), *Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs*, pp. 223-284. *Advances in Chemistry Series Number 237*. American Chemical Society, Washington, D.C., USA.
- Stoddard, J.L., Jeffries, D.S., Lükewille, A., Clair, T.A., Dillon, P.J., Driscoll, C.T., Forsius, M., Johannessen, M., Kahl, J.S., Kellogg, J.H., Kemp, A., Mannio, J., Monteith, D., Murdoch, P.S., Patrick, S., Rebsdorf, A., Skjelkvåle, B.L., Stainton, M., Traaen, T., van Dam, H., Webster, K.E., Wieting, J., Wilander, A. 1999. Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe. *Nature* 401, 575-578.
- Stoddard, J.L., Traaen, T.S., Skjelkvåle, B.L. 2001. Assessment of nitrogen leaching at ICP-waters sites (Europe and North America). *Water, Air and Soil Pollution* 130, 781-786.
- Templer, P., Findlay, S., Lovett, G. 2003. Soil microbial biomass and nitrogen transformations among five tree species of the Catskill Mountains, New York, USA. *Soil Biology and Biochemistry* 35, 607-613.
- Thirukkumaran, C.M., Morrison, I.K. 1996. Impact of simulated acid rain on microbial respiration, biomass, and metabolic quotient in a mature sugar maple (*Acer saccharum*) forest floor. *Canadian Journal of Forest Research* 26, 1446-1453.
- Tomlinson, G.H. 2003. Acid deposition, nutrient leaching and forest growth. *Biogeochemistry* 65, 51-81.
- Thomas, K.D., Prescott, C.N. 2000. Nitrogen availability in forest floors of three tree species on the same site: The role of litter quality. *Canadian Journal of Forest Research* 30, 1698-1706.
- Van den Driessche, R. 1971. Response of conifer seedlings to nitrate and ammonium sources of nitrogen. *Plant and Soil* 34, 421-439.



- Van den Driessche, R. 1978. Response of douglas fir seedlings to nitrate and ammonium nitrogen sources at different levels of pH and iron supply. *Plant and Soil* 49,607-623.
- Van Stempvoort, D.R., Fritz, P., Reardon, E.J. 1992. Sulphate dynamics in upland forest soils, central and southern Ontario, Canada: Stable isotope evidence. *Applied Geochemistry* 7, 159-175.
- Vitousek, P.M., Gosz, J.R., Grier, C.C., Melillo, J.M., Reiners, W.A. 1982. A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. *Ecological Monographs* (52), 155-177.
- Watmough, S.A. 2002. A dendrochemical survey of sugar maple in south-central Ontario. *Water, Air and Soil Pollution* 136, 165-187.
- Watmough, S.A., Dillon, P.J. 2002. The impact of acid rain deposition and forest harvesting on lakes and their forest catchments in south central Ontario: A critical loads approach. *Hydrology and Earth System Sciences* 6, 833-848.
- Watmough, S.A., Dillon, P.J. 2003a. Calcium losses from a forested catchment in south central Ontario, Canada. *Environmental Science and Technology* 37, 3085-3089.
- Watmough, S.A., Dillon, P.J. 2003b. Do critical load models adequately protect forests? A case study in south central Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 33, 1544-1556.
- Watmough, S.A., Dillon, P.J. 2003c. Base cation and nitrogen budgets for seven forested catchments in south-central Ontario, 1983-1999. *Forest Ecology and Management* 177, 155-177.
- Watmough, S.A., Dillon, P.J. 2003d. Base cation and nitrogen budgets for a mixed hardwood catchment in south-central Ontario. *Ecosystems* 6, 675-693.
- Watmough, S.A., Dillon, P.J. 2004. Major element fluxes from a coniferous catchment in central Ontario, 1983-1999. *Biogeochemistry* 67, 369-398.
- Watmough, S.A., Hutchinson, T.C., Sager, E.P.S. 1999a. The impact of simulated acid rain on the xylem and soil leachate chemistry in a jack pine (*Pinus banksiana* Lamb.) stand in northern Ontario, Canada. *Water, Air and Soil Pollution* 111, 89-108.
- Watmough, S.A., Hutchinson, T.C., Evans, R.D. 1999b. The distribution of ^{67}Zn and ^{207}Pb applied to white spruce foliage at ambient concentrations under different pH regimes. *Environmental and Experimental Botany* 41, 83-92.
- Watmough, S.A., Aherne, J., Alewell, C., Arp, P., Bailey, S., Clair, T., Dillon, P., Duchesne, L., Eimers, C., Fernandez, I., Foster, N., Larssen, T., Miller, E., Mitchell, M., Page, S. (Soumis). Sulphate, nitrogen and base cation budgets at 21 forested catchments in Canada, the United States, and Europe. *Environmental Monitoring and Assessment*.
- Webb, J.R., Cosby, B.J., Deviney, F.A., Eshleman, K.N., Galloway, J.N. 1995. Change in the acid-base status of an Appalachian catchment following forest defoliation by the gypsy moth. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 535-540.
- Westerman, D.T., Crothers, S.E. 1980. Measuring soil nitrogen mineralization under field conditions. *Agronomy Journal* 72, 1009-1112.
- Williard, K.W.J., DeWalle, D.R., Edwards, P.J. Schnabel, R.R. 1997. Indicators of nitrate export from forested watersheds of the mid-Appalachians, United States of America. *Global Biogeochem.* 11, 649-656.
- Yanni, S., Keys, K., Meng, F.-R., Yin, X., Clair, T., Arp, P.A. 2000. Modelling hydrological conditions in the maritime forest region of south-western Nova Scotia. *Hydrological Processes* 14, 195-214.





Effets sur la chimie et le biote aquatiques

D. S. Jeffries, D. K. McNicol, et R.C. Weeber

6.1 MESSAGES CLÉS

- ➡ De nombreux lacs du sud-est du Canada sont encore acidifiés (ont perdu, en partie ou en totalité, leur capacité de neutralisation des acides) et ont perdu leur charge critique de pH 6, seuil-clé d'existence des poissons et d'autres éléments du biote aquatique.
- ➡ Dans bien des lacs, la chimie réagit aux réductions des émissions acidifiantes (les lacs deviennent moins acides), mais plusieurs facteurs contribuent à retarder ou à atténuer la réaction.
- ➡ Les algues, les invertébrés et la chaîne alimentaire des oiseaux aquatiques continuent de présenter des effets de l'acidification, en particulier dans les lacs et les cours d'eau dont les collectivités de poissons ont été touchées. Parmi les répercussions, citons les effets de l'acidité, la toxicité des métaux, la perte de proie, et la baisse de la valeur nutritive des proies qui subsistent.
- ➡ Les populations de saumons atlantiques des cours d'eau de la région sud des hautes terres de la Nouvelle-Écosse demeurent gravement touchées par l'acidification.
- ➡ Dans l'ensemble, la capacité de nombreux lacs à redevenir habitable au biote aquatique s'améliore. On a observé des cas d'augmentation chez les oiseaux aquatiques, comme le plongeon huard.

6.2 CONCLUSIONS DE L'ÉVALUATION DE 1997

Ce chapitre présente en premier lieu des portions du rapport d'évaluation de 1997 sur les pluies acides au Canada (Jeffries, 1997) et le résumé des chapitres.

Les lacs les plus sensibles aux retombées acides au Canada ont été ceux de la région atlantique; c'est là qu'on a aussi trouvé la plus grande proportion d'écosystèmes acidifiés. En Ontario et au Québec, les lacs ont été évalués comme étant de sensibilité moyenne et, ceux de l'Ouest canadien, de sensibilité faible. Aucune preuve d'acidification anthropique n'a été démontrée pour cette dernière région. Cependant, des exceptions ont été rapportées.

Les retombées de sulfate sont le principal agent acidifiant au Canada, dépassant l'acidification produite naturellement dans tous les lacs du pays, et particulièrement dans ceux de la Nouvelle-Écosse, de Terre-Neuve et de l'Est du Québec. Par ailleurs, le peu de lacs des régions canadiennes (par ex., Terre-Neuve, le Labrador et la Saskatchewan) qui ont été exposés à de petites quantités de retombées en azote (N) ont montré des preuves que le N les avait acidifiés. Cependant, ces preuves n'ont été établies que pour quelques lacs du sud-est du Canada, en particulier ceux du centre-sud de l'Ontario et du sud-ouest du Québec.

La réduction des émissions de SO₂ a eu pour effet de faire diminuer les concentrations de sulfate dans la majorité des lacs de l'Ontario et du Québec, alors qu'elles sont demeurées inchangées dans la majorité des lacs de la région atlantique. Cependant, c'est seulement dans le centre de l'Ontario que la réduction de l'acidité dans la majorité des lacs s'est montrée concomitante du déclin des sulfates, une situation attribuée à l'application des mesures de contrôle des émissions de SO₂ des fonderies de Sudbury. La réaction non immédiate des lacs aux réductions des émissions est autant régie par des facteurs de stress extérieurs (par ex., les sécheresses) que par des processus biogéochimiques intrinsèques des bassins versants.

On a reconnu que les dépôts acides présentaient à l'échelle de l'écorégion l'une des plus grandes menaces pour la biodiversité. La diminution du pH des lacs a affecté négativement – directement ou indirectement – de nombreuses espèces de phytoplancton, de zooplancton, d'invertébrés benthiques et de poissons. La majorité des effets observés sur les oiseaux se sont produits par le truchement des changements observés dans la qualité et la quantité de leur nourriture. Les effets de l'acidification ont également pu se combiner à d'autres effets de perturbations de l'écosystème (par ex., le changement climatique, l'augmentation de l'UV-b, le mercure) pour produire des effets délétères à plus grande échelle.

Les modèles empiriques ont permis de mettre le pH en évidence, parmi d'autres variables confusionnelles, comme

variable significative clé dans la détermination de la diversité des espèces et de la présence de nombreux taxons dans les lacs de l'est du Canada. Les espèces ont montré des seuils semblables de tolérance au pH pour tous les lacs étudiés de l'est du Canada; le pH 6 a été confirmé comme seuil critique sous lequel des effets significatifs pouvaient se produire.

Les retombées acides ont semblé être liées à la présence anormale de mercure dans certains écosystèmes aquatiques éloignés. Dans les lacs et les milieux humides, le mercure se transforme en un composé organique assimilable par les organismes vivants. Or, les animaux sauvages et les oiseaux piscivores se sont révélés les espèces les plus vulnérables à cette forme de mercure biodisponible. Les concentrations de mercure mesurées dans les poissons, ainsi que les concentrations de cadmium et de plomb ont été, de manière générale, négativement corrélées avec le pH des lacs.

Dans les lacs, le phénomène d'acidification a entraîné la diminution du carbone organique dissous, ce qui a eu pour effet de favoriser de deux à trois fois plus la pénétration des UV-b dommageables. Ce phénomène s'est avéré plus important que celui entraînant l'augmentation de l'exposition des organismes aquatiques à l'UV-b à cause de la perte d'ozone stratosphérique.

6.3 LA CHIMIE AQUATIQUE

6.3.1 L'état des lacs

6.3.1.1 Description des données

D. S. Jeffries, D. M. Antoniadis, A. Bourne, R. Carignan, L. Cheng, T. A. Clair, S. Couture, P. J. Dillon, C. Gagnon, M. Gilliss, M. Hilderman, B. Keatley, W. Keller, M. L. Mallory, P. M. McEachern, D. K. McNicol, N. Michelutti, K. A. Moser, R. Pienitz, B. Raymond, K. M. Ruhland, A. M. Scheuhammer, M. A. Turner, R. C. Weeber, et A. P. Wolfe

Une base de données issues de sources gouvernementales et universitaires a été constituée pour l'évaluation de « l'état actuel » d'acidification des lacs de tout le Canada. Le tableau 6.1 indique le nombre de lacs représentés par chaque source de données et les références (lorsque disponibles) qui donnent de l'information détaillée sur chaque source. La distribution géographique de ces lacs illustrée à la figure 6.1 livre leur « état actuel ». La base de données ne contient pas de données sur la chimie des cours d'eau et des rivières, sauf dans le cas où la station d'échantillonnage était située à l'exutoire des lacs. Les données des quelques lacs de l'Île-du-

Prince-Édouard n'ont pas été considérées dans l'analyse, ce territoire étant insensible à l'acidité. Les lacs échantillonnés dans les autres provinces de l'Est étaient généralement situés sur des terrains sensibles à l'acidité (voir la discussion dans la section 6.3.1.2 ci-dessous). Les lacs échantillonnés dans les provinces de l'Ouest ne semblaient pas être situés sur des terrains sensibles et, de fait, nous ne disposons pas de données de lacs de plusieurs territoires caractérisés sensibles selon l'Atlas national du Canada (1995). Les lacs du Nunavut et des Territoires du Nord-Ouest sont situés sur des terrains sensibles et non sensibles.

Les données utilisées dans le cas de l'Ontario et l'Est ne comprennent que les plus récentes moyennes annuelles disponibles depuis 1997 parce que la chimie de nombreux lacs dans le sud-est du Canada est actuellement en train de subir des transformations sous l'influence des changements dans les retombées acides (par ex., Jeffries et al. 2003b; voir aussi à la section 6.3.2 ci-dessous). La majorité des données des lacs des provinces de l'Est reflète les données de 2000 ou les plus récentes. Dans cette évaluation cependant, nous avons considéré les données d'une plus longue période afin de maximiser leur utilité pour les provinces de l'Ouest et pour les Territoires, les quantités de dépôts atmosphériques y ayant peu changé. C'est la première fois qu'une évaluation de la situation sur les pluies acides est réalisée avec une base aussi substantielle de données sur les régions nordiques. La majorité des échantillons d'eau des lacs de l'Ouest et du Nord ont été collectés durant les années 1990, quelques-uns en 1983. Cette façon de constituer la population-source ne donne pas un sous-ensemble statistique de la population entière (population-cible). Cette lacune et d'autres sont discutées à la section 6.3.1.3; elles sont commentées ci-dessous s'il y a lieu. Néanmoins, la base de données de « l'état actuel » est la meilleure source d'information dont nous avons pu disposer pour l'évaluation.

Les variables considérées ont été les suivantes: pH, calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), sodium (Na^+), potassium (K^+), alcalinité (Alc), sulfate (SO_4^{2-}), chlorure (Cl^-), nitrate (NO_3^-), ammonium (NH_4^+), N total (il y eu des données sur l'azote Kjeldahl, qui ont été additionnées au NO_3^- pour donner le N total), carbone organique dissous (COD), aluminium total (Al), aluminium monomérique inorganique (les données pour cette variable étaient rares, sauf au QC), conductance spécifique, en plus de la localisation géographique et de l'information biophysique (par ex., la superficie du lac, sa profondeur, son volume, la superficie du bassin versant, etc.). Certaines bases de données du Nunavut (NT) et des Territoires-du-Nord-Ouest (TNO) comprenaient des valeurs de carbone inorganique dissous (CID) plutôt que de l'Alc; dans ces cas, nous avons

Tableau 6.1. Nombre de lacs et sources des données de chimie employées pour évaluer l'état actuel ou les tendances statistiquement significatives à l'aide des tests non paramétriques. Le nombre de lacs dont l'équilibre des charges est de $\pm 15\%$ est entre parenthèses sous la colonne « État ». La colonne « Référence » réfère aux auteurs des publications qu'ils ont réalisées avec une partie ou la totalité des données d'une même source.

Province Territoire	Nombre de lacs		Source ou fournisseur	Description de la base de données	Référence
	État	Ten- dance			
TN	20 (16)	21	T.A. Clair	Réseau de surveillance des précipitations acides du Canada atlantique	Clair et al. (2002)
TN (Lab)	22 (11)		T.A. Clair	Base de données sur les produits chimiques toxiques (ENVIRODAT) de la région de l'Atlantique d'Environnement Canada	
NÉ	69 (60)	69	T.A. Clair	Réseau de surveillance des précipitations acides du Canada atlantique	Clair et al. (2002)
NB	13 (3)		T.A. Clair	Base de données sur les produits chimiques toxiques (ENVIRODAT) de la région de l'Atlantique d'Environnement Canada	
NB	119 (112)		M. Gilliss	Données de suivi des lacs du Ministère de l'Environnement et Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick	Pilgrim et al. (2003)
QC	38 (37)	38	S. Couture	Réseau TADPA-Québec d'Environnement Canada, Région du Québec	Kemp (1999)
QC	46 (41)		J. Dupont	Données de suivi du Ministère de l'Environnement du Québec	Dupont (1997)
QC	9 (8)		A. Scheuhammer	Données de suivi du SCF d'Environnement Canada	
QC	44 (44)		R. Carignan	Données personnelles collectées du Réseau de gestion durable des forêts	
ON	2 (2)	2	D.S. Jeffries	Données du NWRI, Turkey Lakes Watershed d'Environnement Canada	Jeffries et al. (2002)
ON	5 (5)	4	M.A. Turner	Données de la région des lacs expérimentaux de Pêcheries et Océans Canada	
ON	184 (144)	41	W. Keller	Données de la région de Sudbury et du N.E. du Ministère de l'Environnement de l'Ontario	Keller et al. (2003)
ON	1086 (908)	567	R. Weeber	Données de suivi du SCF (région de l'Ontario) d'Environnement Canada	McNicol et al. (1998)
ON	34 (34)	24	P.J. Dillon	Données du Centre de recherche de Dorset du Ministère de l'Environnement de l'Ontario	Dillon et al. (2003)
MB	20 (15)		A. Bourne	Données du Manitoba Water Stewardship	
SK	27 (11)		L. Lechner	Données du Saskatchewan Department of Environment and Resource Management	Jeffries (1995)
SK	25 (22)		M. Hilderman	Données du Saskatchewan Department of Environment and Resource Management	
AB	450 (374)		P. McEachern	Plusieurs sources compilées par D. Andrews pour l'Alberta Environment	WRS (2004)
CB	214 (194)		B. Raymond	Plusieurs sources compilées par Environnement Canada (région du Pacifique et du Yukon)	Bos & Cumming (2003)
CB	5 (5)		A. Scheuhammer	Données de suivi du SCF d'Environnement Canada	
TNO, NT	67, 9		K. Walsh	Données de pH, Environnement Canada (Service de la protection de l'environnement à Yellowknife)	
NT	31 (29)		M. Mallory	Données d'Environnement Canada (SCF, Iqaluit)	
TNO, NT	35 (28), 11 (7)		B. Keatley	Données personnelles (de l'Université Queen's)	
TNO, NT	35 (35), 56 (47)		D. Antoniadis	Données personnelles (3 séries de données de l'Université de Toronto)	Antoniadis et al. (2003a, b)
TNO, NT	70 (22), 56 (29)		K. Ruhland	Données personnelles (2 séries de données de l'Université Queen's)	Ruhland & Smol (1998), Ruhland et al. (2003)
TNO, AB	8 (7), 27 (26)		K. Moser	Données personnelles (de l'Université de l'Utah)	Moser et al. (1998)
NT	72 (5)		A. Wolfe	Données personnelles (2 séries de données des universités de l'Alberta et du Colorado)	Joynt & Wolfe (2001)
NT	38 (30), 34 (32)		N. Michelutti	Données personnelles (2 séries de données de l'Université de l'Alberta)	Michelutti et al. (2002a, b)
TNO, YK	24 (21), 59 (16)		R. Pienitz	Données personnelles (2 séries de données de l'Université Laval)	Pienitz et al. (1997a, b)

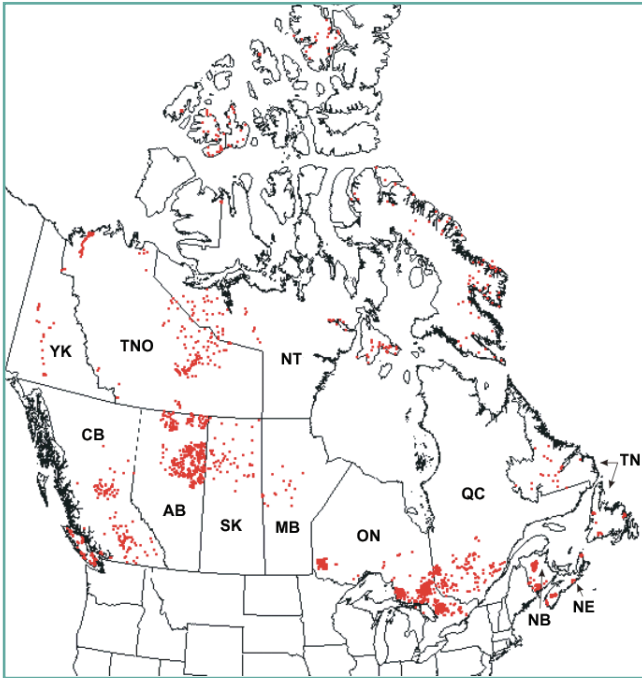


Figure 6.1. Localisation des lacs dont les données ont servi à dresser le portrait de leur état actuel. Les abréviations suivantes désignent le nom des provinces et territoires: TN = Terre-Neuve et Labrador, NE = Nouvelle-Écosse, NB = Nouveau-Brunswick, QC = Québec, ON = Ontario, MB = Manitoba, SK = Saskatchewan, AB = Alberta, CB = Colombie-Britannique, NT = Nunavut, TNO = Territoires du Nord-Ouest et YK = Yukon.

estimé l'Alc à partir du CID, en considérant qu'il était entièrement sous forme de HCO_3^- (postulat valide jusqu'à un pH de 9; Stumm et Morgan, 1981).

La base de données, établie à partir de 25 sources, comprenait de l'information sur 3 130 lacs répartis selon ce qu'indique le tableau 6.1 et la figure 6.1. Une grande proportion des données sur les lacs (87%) portait sur les variables chimiques nécessaires au calcul de l'égalité des charges électriques. Ce calcul a constitué la principale méthode utilisée pour détecter (et occasionnellement supprimer) toute donnée suspecte et, ultimement, pour évaluer la qualité des données dans leur ensemble. Dans la base de données, on a remplacé les données présentant des valeurs limites (ou sous elles) de détection par leur valeur limite de détection nominale respective, à moins que cette valeur ne fût trop élevée (par ex., pour le SO_4^{2-} , 10 mg/L pour quelques observations de la SK et 3 mg/L pour certaines observations des TNO provenant de Ruhland et Smol, 1998). Dans de tels cas, on leur a attribué comme valeur « valeur manquante ». Notons que dans certains cas, la somme des cations était égale à celle des anions, même si une ou plusieurs variables manquaient (par ex., dans le cas où des observations de la SK, qui avaient des

valeurs manquantes sur le SO_4^{2-} (et le Cl^- aussi) étaient quand même en équilibre à cause de la prédominance écrasante de données de Ca^{2+} , de Mg^{2+} et de l'Alc). Dans d'autres cas, la suppression de valeurs inappropriées (par ex., les données présentant des valeurs limites de détection (ou sous elles) de SO_4^{2-} des TNO tel qu'il a déjà été mentionné) n'a pas permis d'utiliser le calcul de l'égalité des charges pour évaluer la qualité des données observées. Dans quelques bases de données, il était évident qu'elles présentaient des limites au plan analytique (ou peut-être de présentation), c.-à-d. qu'elles étaient distribuées par classes de concentrations distinctes. Une fois supprimées les valeurs suspectes ou inappropriées par rapport à leur limite de détection respective, les données restantes ont été employées dans les analyses des distributions statistiques et dans l'évaluation de l'état chimique actuel.

Parmi les composantes chimiques, les anions organiques (A^-) ont contribué pour beaucoup dans le maintien de l'égalité des charges de nombreux lacs. Il existe plusieurs modèles pour estimer la composante A^- et chaque modèle doit en plus être calibré à l'échelle régionale (Wilkinson et al., 1992).

Néanmoins, nous avons adopté une stratégie simple pour estimer A^- à l'aide du même modèle pour toutes les bases de données, c.-à-d. une variante du modèle d'Oliver et al. (1983) dans lequel on a assigné la valeur de 5 $\mu\text{eq}/\text{mg C}$ au coefficient de « densité de charge ». Cette variante du modèle d'Oliver permet d'estimer des valeurs raisonnables de A^- pour une grande étendue géographique; elle a d'ailleurs été utilisée dans les évaluations précédentes (CCRS, 1990; Jeffries, 1997). L'égalité cations-anions a été observée avec une précision de $\pm 15\%$ dans 76% des lacs (cf. les nombres entre parenthèses dans la colonne 2 du tableau 6.1). Cela représente 87% des observations qui décrivent suffisamment de variables pour permettre le calcul de l'égalité des charges. Ce sont ces observations qui ont été utilisées pour obtenir des prévisions sur l'état futur des lacs (voir chapitre 7) et pour calculer les charges critiques (voir chapitre 8).

6.3.1.2 L'état chimique actuel

D. S. Jeffries, T. A. Clair, S. Couture, J. Franklyn, C. Gagnon, W. Keller, D. K. McNicol, F. Norouzian et R. C. Weeber

Les caractéristiques chimiques générales des composantes provinciales ou territoriales de la base de données portant sur l'état actuel des lacs sont présentées au tableau 6.2 en fonction des percentiles de concentrations sélectionnés. Ces statistiques tendent à confirmer l'interprétation des évaluations précédentes (c.-à-d. CCRS, 1990; Jeffries, 1997)

Tableau 6.2. Valeurs des 5^e, 50^e et 95^e percentiles des concentrations dans les lacs des données provinciales et territoriales constitutives de la base de données de « l'état actuel ». Consulter le tableau 6.1 pour connaître leur localisation géographique. L'absence de données est indiquée par « ND ».

Variable	Percentile	Province ou territoire											
		TN	NÉ	NB	QC	ON	MB	SK	AB	CB	NT	TNO	YK
pH	5 ^e	5,15	4,65	5,15	5,14	4,70	7,20	6,22	6,26	6,71	5,99	6,78	6,90
	50 ^e	6,42	5,42	6,88	6,23	6,24	7,65	6,89	7,70	7,61	7,51	7,90	8,10
	95 ^e	7,37	6,58	7,60	7,11	7,37	8,48	7,61	8,86	8,78	8,50	8,63	8,70
Ca ²⁺ (µeq/L)	5 ^e	16,5	15,2	24,3	54,2	43,6	441	41,1	133,	87,6	22,3	29,9	294
	50 ^e	67,4	46,4	103	89,8	99,8	1100	185	708	534	983	240	913
	95 ^e	272	89,7	280	493	522	8670	885	2060	1850	3220	1840	2190
Mg ²⁺ (µeq/L)	5 ^e	14,0	26,4	17,8	18,6	21,5	282	23,9	41,2	32,9	24,7	32,9	ND
	50 ^e	29,2	41,5	35,3	42,0	47,0	621	96,2	354	237	374	189,	
	95 ^e	287	95,3	67,3	225	222	1360	487	1200	3530	3580	1720,	
Na ⁺ (µeq/L)	5 ^e	21,5	110	34,7	18,5	19,1	115	19,6	21,7	30,4	11,6	13,1	16,8
	50 ^e	52,6	136	70	30,4	30,8	146	62,0	87,0	109	78,3	35,2	174
	95 ^e	105	308	128	86,1	95,7	2160	213	625	1600	3420	881	956
K ⁺ (µeq/L)	5 ^e	3,33	3,92	2,80	2,82	3,26	25,1	5,75	2,51	3,	5,12	5,12	9,97
	50 ^e	4,61	6,76	6,60	7,97	7,60	35,8	25,6	15,5	23	13,8	15,4	29,4
	95 ^e	9,27	15,0	13,0	17,9	20,5	73,5	51,2	76,8	224	245	67,8	85,4
NH ₄ ⁺ (µeq/L)	5 ^e	ND	ND	ND	0,19	0,36	0,56	1,91	0,09	0,29	0,36	0,14	0,36
	50 ^e				1,05	1,52	3,33	3,75	0,86	0,44	0,86	0,64	0,43
	95 ^e				5,12	10,7	20,3	8,66	9,23	9,40	7,87	4,0	2,58
Alc (µeq/L)	5 ^e	-3,36	-28,7	-1,66	2,02	-22,5	888	68,2	153	109	77,5	16,7	174
	50 ^e	46,2	-1,48	96,0	53,8	41,5	1540	300	1030	774	1080	317	1080
	95 ^e	294	42,4	295	524	482	3420	1240	3100	6630	3080	2530	4410
SO ₄ ²⁻ (µeq/L)	5 ^e	12,1	31,2	36,0	33,9	28,5	45,1	9,12	4,13	10,4	14,6	9,16	16,0
	50 ^e	18,9	45,8	53,7	72,9	103	149	20,8	52,1	41,6	70,2	43,7	183
	95 ^e	77,4	77,8	87,4	161	208	699	72,7	625	608	5600	604	1730
Cl ⁻ (µeq/L)	5 ^e	5,62	99,8	10,3	3,04	3,71	32,5	2,94	2,82	4,60	7,57	6,49	8,46
	50 ^e	42,4	132	29,3	5,64	9,18	70,5	8,45	14,1	36,7	54,7	28,2	56,4
	95 ^e	81,6	357	94,7	30,0	63,9	386	45,2	141	323	2240	946	615
NO ₃ ⁻ (µeq/L)	5 ^e	0,16	ND	ND	0,07	0,14	0,71	0,36	0,02	0,03	0,14	0,07	0,73
	50 ^e	0,32			0,48	0,57	0,71	1,43	0,14	0,06	0,71	0,57	0,77
	95 ^e	1,61			2,68	6,65	1,49	7,32	4,81	3,06	5,46	0,71	2,54
N total (µg/L)	5 ^e	48,9	45	60	147	220	ND	205	388	60	93,5	79	217
	50 ^e	76,7	80,	300	242	384		501	1000	340	238	355	497
	95 ^e	155	136	535	601	775		1490	3220	1460	1090	970	1130
COD (mg/L)	5 ^e	1,87	2,37	2,26	2,89	2,16	6,08	3,00	7,32	1,5	0,90	1,70	4,53
	50 ^e	4,06	5,75	5,18	5,36	5,75	9,5	6,60	19,0	6,7	2,90	5,45	10,7
	95 ^e	6,48	12,3	9,96	11,7	15,4	15,7	20,4	36,5	19,9	29,5	14,5	24,5
Al total (µg/L)	5 ^e	66,2	25,3	11,4	19,8	8,99	31,1	ND	10	0,4	10	10	ND
	50 ^e	124	134	61,5	73,0	68,5	220		35	60,0	10	30	
	95 ^e	208	305	262	275	301	1090		210	138	617	784	

selon laquelle de multiples facteurs et processus – parfois interagissant – contrôlent la composition chimique des lacs échantillonnés.

La sensibilité d'une région aux retombées acides est principalement contrôlée par la géologie de ses sols et de la roche en place; ces paramètres ont été utilisés pour générer la carte nationale de la capacité des sols à neutraliser l'acidité des précipitations (Atlas national du Canada, 1995; voir aussi

<http://atlas.gc.ca/site/francais/maps/archives/5thedition/environment/ecology/mcr4157>). Les territoires les plus sensibles (les zones en rouge sur la carte nationale) se trouvent dans les régions caractérisées par de la roche-mère silicatée peu soluble et par des dépôts de surface glaciaires minces. Ces caractéristiques sont typiques de la région géologique en forme de croissant du Bouclier canadien, qui couvre une grande partie du Labrador, du QC (au nord du fleuve Saint-Laurent), de l'ON, de la partie nord des provinces des prairies, de NT et des TNO. Bien qu'ils ne fassent pas partie du Bouclier canadien, les territoires du TN insulaire, d'une large part de la NE et d'une petite part du NB présentent ces caractéristiques. En raison de la faible solubilité des sols et de la roche en place, l'eau de surface qui draine ces territoires sensibles est très diluée (c.-à-d. que son contenu en minéraux est faible); sa concentration en cations basiques peut donc être utilisée comme indicateur de sensibilité aquatique. La figure 6.2 présente les distributions de fréquence cumulée des données des cations basiques de la base. Les cations basiques sont représentés ici par la somme du Ca^{2+} et du Mg^{2+} pour tous les lacs échantillons. Il est à noter que les fréquences cumulées présentées à la figure 6.2 le sont seulement pour les valeurs des concentrations de cations basiques considérées dans l'évaluation, qui varient de 0 à 400 $\mu\text{eq/L}$. L'eau dont la concentration de cations basiques est > 400 $\mu\text{eq/L}$ n'est pas considérée comme étant très sensible aux effets des dépôts acides.

Les courbes de fréquence cumulée des lacs échantillons des provinces de l'Est (figure 6.2, graphique du haut) diffèrent des courbes rapportées pour tous les autres lacs du pays. La variation du degré de sensibilité des régions, représentée par la population-source, se reflète dans la largeur de la courbe. Presque toutes les populations de lacs de l'Est montrent des concentrations de cations basiques < 400 $\mu\text{eq/L}$, tandis que celles de plus de la moitié des populations de lacs de l'Ouest et du Nord (à l'exception de SK) sont > 400 $\mu\text{eq/L}$ (c.-à-d. au-delà de l'étendue des valeurs montrées à la figure 6.2). Les lacs de l'Est semblent être beaucoup plus sensibles aux dépôts acides que les lacs de l'Ouest et du Nord, les lacs de NE et de TN étant les populations de lacs les plus sensibles de toutes. En effet, environ 50, 62, 34, 24 et 21% des lacs respectifs de TN, NE, NB, QC et de l'ON affichent des concentrations de $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} \leq 100 \mu\text{eq/L}$, soit des teneurs indicatrices de sensibilité extrême. Notons que ces statistiques ne réussissent pas à déceler l'ultra-sensibilité de certains lacs de TN et du NB et probablement tous les lacs de la NE, car jusqu'à 25 % de leur apport en $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ proviennent des embruns marins (cf. les valeurs de Na^+ et Cl^- pour ces provinces sont présentées au tableau 6.2).

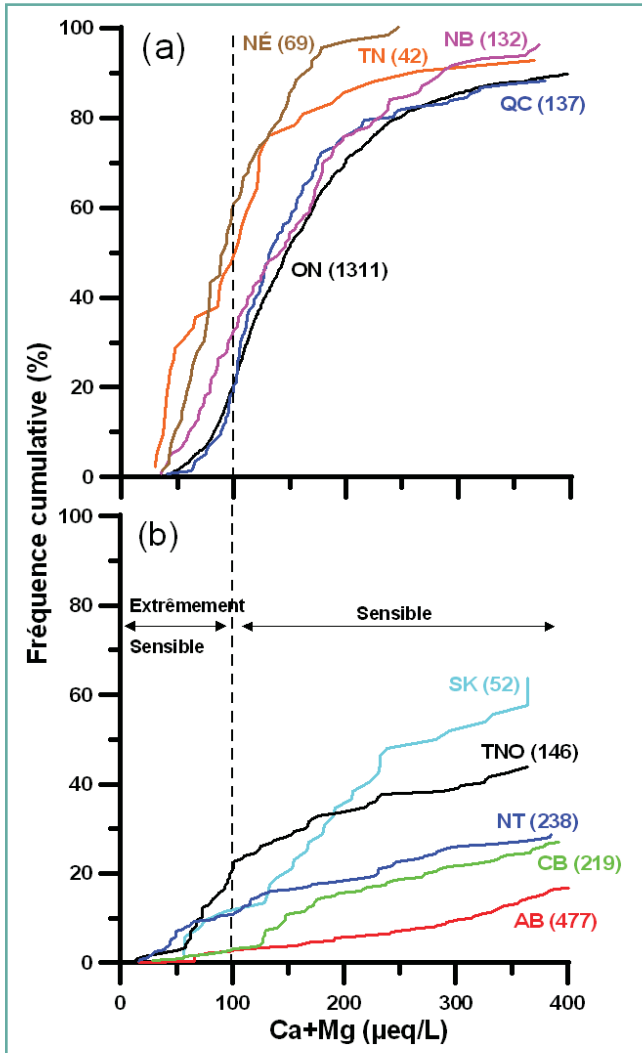


Figure 6.2. Courbe de fréquence cumulative des cations basiques (représentés par $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) des données de « l'état actuel » (a) des provinces de l'Est et (b) des provinces de l'Ouest et des Territoires du Nord-Ouest. Le chiffre entre parenthèses à côté de chacune des étiquettes représente le nombre d'observations. Les données ne constituent pas des sous-groupes statistiques des populations de lacs provinciaux ou territoriaux. La ligne pointillée à 100 $\mu\text{eq/L}$ représente un seuil arbitraire qui sépare les lacs sensibles des extrêmement sensibles. Les valeurs des cations basiques dépassaient les 400 $\mu\text{eq/L}$ pour tous les lacs du MB et il n'y avait pas de telles données pour le YK (le Mg^{2+} manquait).

Certaines bases de données utilisées dans l'évaluation portent sur des lacs qui ont été spécifiquement sélectionnés pour représenter l'étendue de la chimie régionale des eaux et de leur sensibilité. Un bon exemple provient des lacs du réseau TADPA-Québec (Kemp, 1999). Les 38 lacs sont situés à l'intérieur d'une bande de 150 km parallèle au fleuve Saint-Laurent, entre les rivières Ottawa et Saguenay (voir les tendances des lacs du QC à la figure 6.9 à la section 6.3.2.1). Les lacs ont été groupés, d'après leur chimie, en six sous-régions homogènes statistiques (Bobée et al., 1983), qui représentent chacune un degré de sensibilité distinct. Sur l'ensemble du domaine couvert par ce réseau, il existe un gradient croissant de sensibilité du sud-ouest au nord-est. Ce gradient s'est reflété dans les concentrations de Ca^{2+} et de Mg^{2+} , qui ont varié respectivement de 265 et de 94 $\mu\text{eq/L}$ dans le sud-ouest à 51 et 17 $\mu\text{eq/L}$ dans le nord-est (ces valeurs sont des moyennes des sous-régions des années 1998-2000). Ces valeurs représentent, en étendue, presque l'entière étendue des valeurs des lacs du QC présentées à la figure 6.2.

Les courbes de fréquence cumulée des cations basiques des provinces de l'Ouest et des territoires (à l'exception du MB et du YK, voir la légende de la figure 6.2) montrent le large éventail de sensibilité de toutes les populations-sources. Une bonne proportion (>50% des lacs de toutes les bases de données, à l'exception de la SK) peut être considérée insensible. Cependant, il peut y avoir des lacs extrêmement sensibles (allant de 3% des lacs de la CB à 16 % de ceux des TNO). Comme c'est le cas dans les provinces de l'Atlantique, il est probable qu'une portion des cations basiques mesurés dans certains lacs de la CB, du NT et peut-être des TNO puissent provenir du sel de la mer (d'après la localisation des lacs telle que le montre la figure 6.1). Le MB possède une proportion non négligeable de territoire sensible, en particulier son coin nord-ouest (Atlas national du Canada, 1995); il apparaît donc que la base de données du MB ne comprend pas beaucoup de lacs (s'il y en a) de ces territoires sensibles.

Le dioxyde de soufre (SO_2) est reconnu depuis longtemps comme étant le principal polluant atmosphérique en cause dans l'acidification des lacs de l'est du Canada (Jeffries, 1995, 1997); il se dépose sous forme de SO_4^{2-} dans les milieux aquatique et terrestre. Les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) sont aussi acidifiantes, mais elles ont jusqu'à présent causé moins d'effet que le SO_2 (voir section 6.5). Le biote absorbe relativement peu de SO_4^{2-} ; les jeunes sols dérivés de dépôts glaciaires, typiques des régions les plus sensibles au Canada, en adsorbent peu aussi (Rochelle et al., 1987). Ainsi, les concentrations de SO_4^{2-} dans les lacs de l'Est (tableau 6.2 et figure 6.3) reflètent l'étendue des variations observées dans

les retombées régionales de SO_4^{2-} , les valeurs croissant d'est en ouest de TN jusqu'en ON. Les territoires de TN, de la NE et du NB renferment des lacs dont les concentrations en SO_4^{2-} varient peu entre eux, comme le montre, à la figure 6.3a, l'étroitesse de la gamme des valeurs exprimées dans les courbes de fréquence cumulée. Les plus fortes valeurs des concentrations de SO_4^{2-} dans les lacs de la région de l'Atlantique représentées dans ces courbes de distribution (c.-à-d. celles au-dessus du 80^e percentile) reflètent, du moins en partie, la situation où les apports de sels par les embruns marins contribuent de façon importante (bien que non acidifiante) aux retombées globales de SO_4^{2-} (cf. l'apport de cations basiques par les embruns marins mentionnés ci-dessus). Le QC et l'ON sont tous deux exposés à un fort gradient de dépôts de SO_4^{2-} , ce qui explique la largeur de la courbe de distribution de fréquences des concentrations de SO_4^{2-} . Par exemple, le taux de dépôts de SO_4^{2-} qui tombent actuellement dans les lacs du réseau TADPA-Québec (Kemp, 1999) varie de 200% (de 20 kg/ha/a dans le sud-ouest à 10 kg/ha/a dans le nord-est; Environnement Canada, 2004) et leur concentration respective en SO_4^{2-} varie de ~100 à ~60 $\mu\text{eq/L}$. Puisque les données du QC et de l'ON portent sur des lacs situés à proximité de sources importantes de SO_2 (c.-à-d. des fonderies de nickel situées à Rouyn-Noranda et à Sudbury), il n'est pas surprenant que les courbes de fréquence cumulée reflètent une telle étendue de concentrations. Bien que les courbes de fréquence cumulée des valeurs de SO_4^{2-} des lacs dans les provinces de l'Est confirment l'hypothèse selon laquelle les retombées font varier les concentrations de SO_4^{2-} dans les lacs, d'autres facteurs peuvent faire aussi les faire varier. En effet, à l'intérieur même des bassins versants, l'altération des minéraux sulfurés (par ex., la pyrite) ou des minéraux contenant des sulfates (par ex., le gypse) peut contribuer à faire augmenter ces concentrations. La réduction des sulfates se produisant à l'interface eau-sédiments des lacs et dans l'hypolimnion anoxique les fera diminuer (et augmenter le pH et l'Alc), si l'espèce chimique de sulfure réduit demeure enfouie dans les sédiments. Les variations régionales des facteurs qui influencent l'évaporation (précipitation, température, etc.) affecteront les concentrations par évaporation et, de là, les concentrations de nombreuses espèces chimiques que l'on trouvera dans les eaux des lacs.

Les concentrations de SO_4^{2-} dans les lacs de l'Ouest et du Nord – à l'exception de la SK – présentent un large éventail de valeurs. De 15 (CB) à 41% (YK) des lacs présentent une concentration > 200 $\mu\text{eq/L}$ comme le montre la courbe de distribution (figure 6.3b). Bien que la courbe de distribution de la SK ressemble aux courbes des provinces de l'Est, rappelons que de la base de données, 25 des 52 données de concentrations ont été supprimées parce que la valeur limite

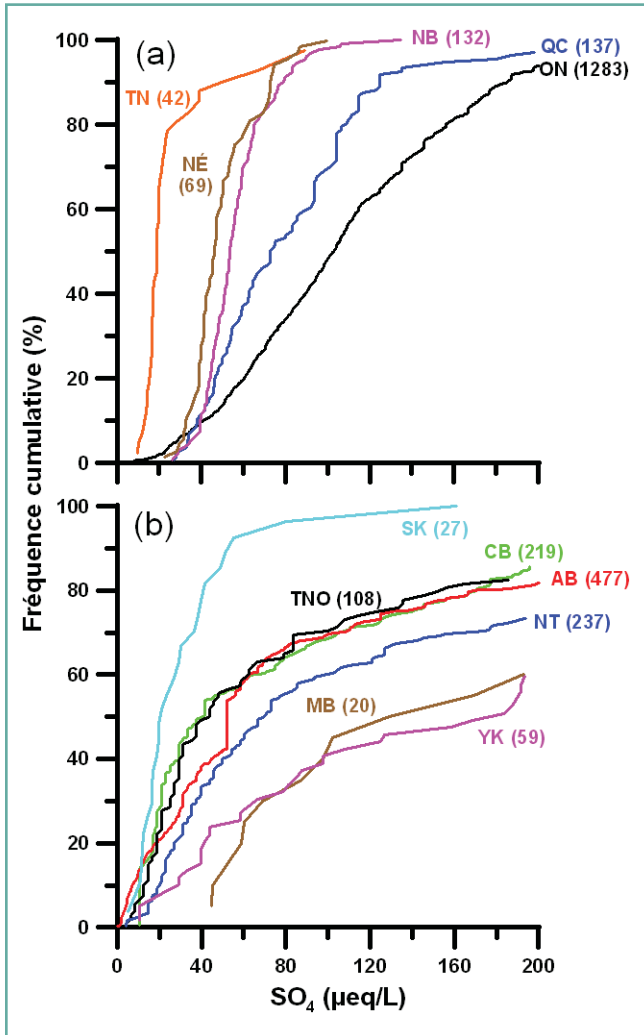


Figure 6.3. Courbe de fréquence cumulative du SO_4^{2-} de l'ensemble de données de « l'état actuel » (a) des provinces de l'Est et (b) des provinces de l'Ouest et des Territoires du Nord-Ouest. Le chiffre entre parenthèses à côté de chacune des étiquettes représente le nombre d'observations. Les données ne constituent pas des sous-groupes statistiques des populations de lacs provinciaux ou territoriaux.

de détection choisie ($10 \text{ mg/L} = 208 \mu eq/L$) était inappropriée. Par ailleurs, les 60 valeurs identiques de $52,08 \mu eq/L$ ($= 2,5 \text{ mg/L}$) des 471 données qui forment la courbe de distribution de l'AB mettent en évidence les limites de sensibilité des analyses de laboratoire. Les fortes valeurs des concentrations de SO_4^{2-} observées dans les lacs des provinces de l'Ouest et du Nord, indiquées par les courbes de distribution, reflètent davantage l'apport de facteurs autres que les retombées atmosphériques, qui sont faibles sauf à quelques rares exceptions près. L'altération des matériaux en place et les facteurs climatiques qui agissent sur l'évaporation seraient les facteurs en cause.

Beaucoup voient dans la mesure du pH l'indicateur chimique le plus manifeste de l'acidification des lacs. Le pH de la majorité des « eaux minérales naturelles » se situe entre 6 et 9 (Stumm et Morgan, 1981); les valeurs de pH des lacs de l'Ouest et du Nord font partie de cette majorité, comme l'illustre le graphique du bas de la figure 6.4 sur la distribution de leur pH. Seulement entre 0 et 5% de leur population-source affiche un $pH < 6$ et, en fait, seulement 2% de lacs des populations de l'AB et du NT sont caractérisés par un $pH < 6$. Par ailleurs, les populations-sources de lacs des provinces de l'Est (graphique du haut de la figure 6.4) renferment des proportions considérables de lacs dont le pH est inférieur à 6, soit environ 31, 75, 27, 30 et 38% des lacs respectifs de TN, de la NE, du NB, du QC et de l'ON, les valeurs de pH minimales variant de 4,2 (ON) à 5,1 (TN). Notons que le $pH = 6$ (ligne pointillée verticale de la figure 6.4) ne représente pas seulement la limite inférieure de l'étendue naturelle des valeurs de pH comme le mentionnent Stumm et Morgan (1981). On a démontré que cette valeur correspondait au seuil critique sous lequel l'acidification portait préjudice au biote des lacs (Baker et al., 1990; CCRS, 1990; Doka et al., 2003; Holt et Yan, 2003; lire aussi au chapitre 8 la discussion sur les seuils de la charge critique).

Il apparaît tentant d'affirmer que les dépôts acides (affectant principalement la partie sud-est du pays) sont les responsables des différences marquées que l'on observe entre les distributions de pH des lacs (figure 6.4). Cette affirmation apparaît valable dans la mesure où cette région correspond à celle qui, dans les évaluations passées, avait été reconnue région « vulnérable » pour à la fois recevoir des taux élevés de retombées acides et renfermer les territoires sensibles, qui sont situés grossièrement sous les $52^\circ N$ de latitude de toutes les provinces à l'est du Manitoba (CCRS, 1990; Jeffries, 1997). Cependant, dans certains cas, d'autres paramètres que les dépôts acides viennent expliquer cette différence.

Les acides naturels jouent également un rôle dans la détermination du pH. Le mélange complexe de composés que renferme la matière organique dissoute (représentée par le COD au tableau 6.2) agit sur l'acidité de l'eau (Oliver et al., 1983; Wilkinson et al., 1992). Les valeurs des concentrations de COD mesurées dans les lacs des provinces de l'Est (les valeurs de COD du NL étant plus faibles à cause d'un biais) diffèrent peu entre elles comme le montre leur distribution serrée à la figure 6.5a. La valeur la plus élevée des concentrations de COD mesurées dans les lacs des provinces de l'Est correspondant au 95^e percentile est de $15,4 \text{ mg/L}$ en ON. Les valeurs ne suivent pas le gradient longitudinal des lacs du réseau TADPA-Québec; les valeurs moyennes des

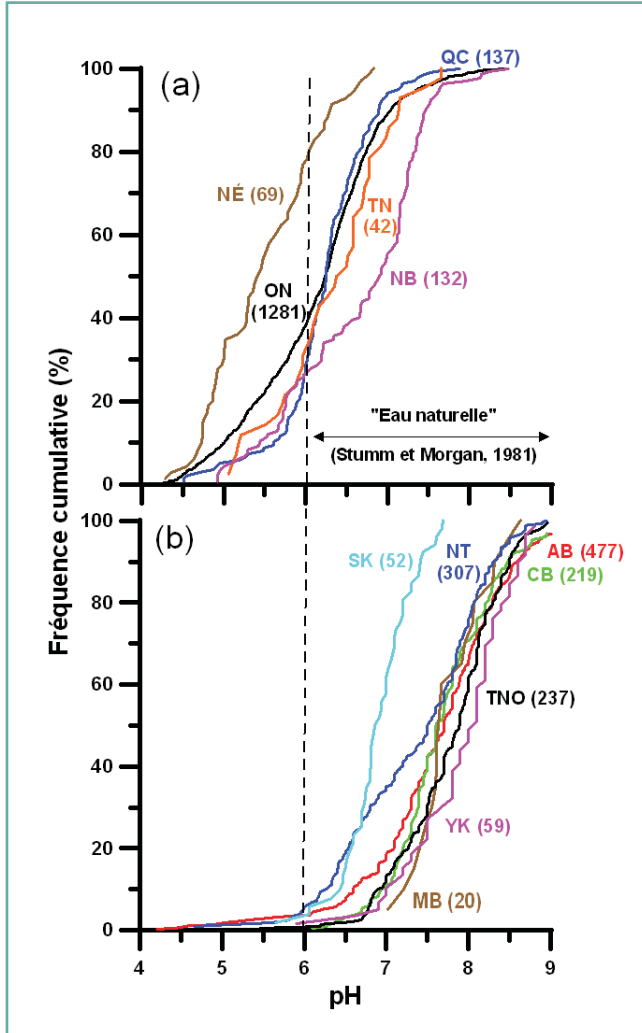


Figure 6.4. Courbe de fréquence cumulative du pH de l'ensemble de données de « l'état actuel » (a) des provinces de l'Est et (b) des provinces de l'Ouest et des Territoires du Nord-Ouest. Le chiffre entre parenthèses à côté de chacune des étiquettes représente le nombre d'observations. Les données ne constituent pas des sous-groupes statistiques des populations de lacs provinciaux ou territoriaux.

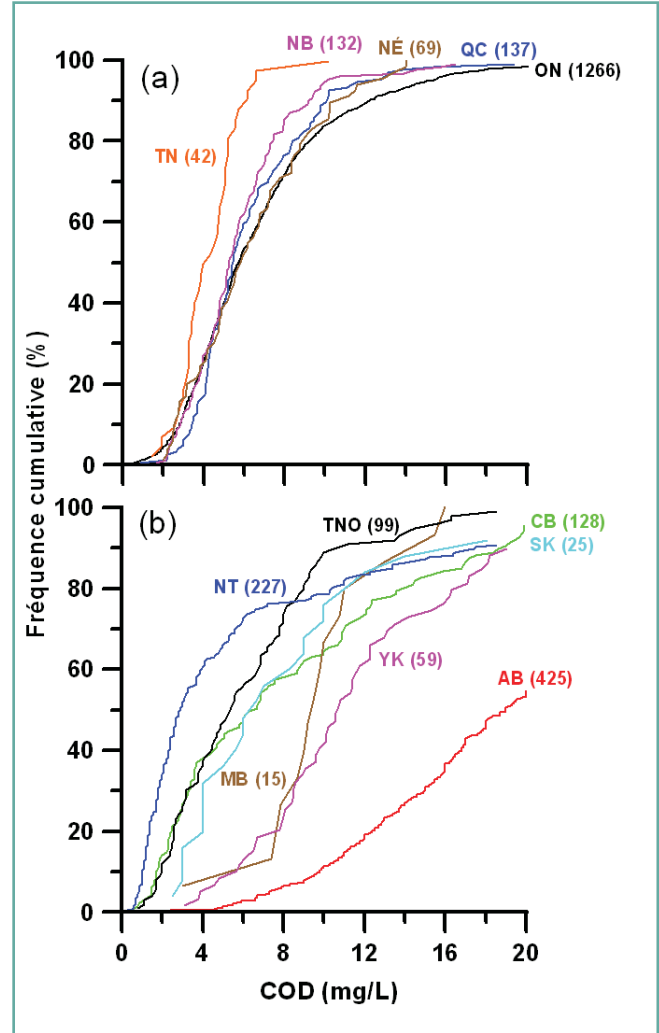


Figure 6.5. Courbe de fréquence cumulative du COD de l'ensemble de données de « l'état actuel » (a) des provinces de l'Est et (b) des provinces de l'Ouest et des Territoires du Nord-Ouest. Le chiffre entre parenthèses à côté de chacune des étiquettes représente le nombre d'observations. Les données ne constituent pas des sous-groupes statistiques des populations de lacs provinciaux ou territoriaux.

sous-régions varient de ~4 à ~5 mg/L. Ces concentrations de COD relativement faibles dans les lacs du réseau TADPA-Québec ne surprennent pas, en raison du critère retenu sur la couleur de l'eau lors de la mise en place du dispositif de suivi, soit < 75 unit. Hazen.

Par ailleurs, les concentrations de COD dans plusieurs lacs des provinces de l'Ouest et du Nord présentent une plus large distribution de valeurs par rapport à celles des provinces de l'Est (figure 6. 5b); certaines valeurs sont très élevées. Les valeurs du plus bas et du plus élevé 95^e percentile sont respectivement 15,7 (MB) et 37,0 mg/L (AB) (tableau 6.2).

Cependant, une concentration élevée de COD n'est pas nécessairement liée à un bas pH. Les lacs de l'AB présentent de loin les concentrations de COD les plus élevées de tous les lacs des provinces et territoires, sans que cette condition n'ait eu d'incidence sur la baisse de leur pH, comme le montre la distribution des valeurs sur la courbe de la figure 6.4, si l'on excepte la partie de la courbe aux faibles valeurs de pH. C'est plutôt la présence simultanée d'acides organiques et de cations basiques présents en faible concentration qui ont fait baisser le pH, d'où l'emploi des mots « eaux minérales » compris dans la définition de l'étendue « naturelle » du pH de Stumm et Morgan (1981). Les lacs de la NE présentent les

concentrations de cations basiques les plus faibles et contiennent des concentrations modérées de COD; aussi 75% des lacs ont un $\text{pH} < 6$. Jeffries et al. (2000) ont estimé que le pH d'environ 50% des 208 lacs principalement échantillonnés dans le sud de la NÉ (et épargnés de retombées acides), était < 6 (cf. l'état actuel de 75% des lacs de la NÉ d'après les données rapportées ici). Un lac de pH naturellement bas ne signifie cependant pas qu'il est protégé contre les effets néfastes des dépôts acides.

Les processus d'oxydation générateurs d'acidité qui se produisent dans les lacs ou dans leur bassin de drainage peuvent contribuer à faire diminuer le pH , et parfois de façon considérable. Les deux valeurs de pH les plus basses (< 4) enregistrées dans notre base de données sur l'état actuel des lacs proviennent des lacs de l'île Axel Heiberg de l'archipel Arctique où il n'y a pas de retombées acides (Michelutti et al., 2002a). Schiff et al. (1991) ont déjà employé des techniques isotopiques pour déterminer les sources de cette acidité dans l'un de ces lacs (Colour Lake). Les concentrations élevées de SO_4^{2-} mesurées dans le lac (de pH 3,7) relèvent du processus d'oxydation de la pyrite qui a eu cours dans le bassin environnant et de l'oxydation du fer ferreux d'une zone anoxique du lac qui a suivi le dégel du printemps et le renversement de la colonne d'eau. Il n'a pas été clairement démontré que le climat arctique puisse avoir joué un rôle déterminant dans le processus d'acidification de ces lacs. Les lacs et rivières situés dans les zones de climat tempéré deviennent aussi acides quand ils passent par des processus similaires induits par le drainage minier acide. Cependant, dans l'environnement naturel tempéré, l'acidification par oxydation des minéraux sulfurés tend à s'autolimiter parce que l'oxyde de fer produit couvre la surface des minéraux, les rendant ainsi de moins en moins réactifs. La présence de lacs naturels aussi acides que le Colour Lake est en fait plutôt rare. Étant donné la présence répandue des sulfures et, dans une moindre mesure, des minéraux contenant de sulfate, il semble raisonnable d'affirmer que certains lacs, sinon beaucoup, ont été affectés par des processus d'oxydation générateurs d'acidité. Les données sur le SO_4^{2-} ne peuvent constituer de meilleures preuves de cette affirmation que les données sur le pH .

L'alcalinité (Alc), qui est la mesure de la capacité de l'eau à neutraliser les entrées d'acidité, se révèle un indicateur plus précis que le pH pour rendre compte de l'acidification des lacs. C'est une variable unique au sens où elle peut prendre des valeurs négatives. Une valeur positive signifie que l'eau peut neutraliser encore plus d'acidité. Une valeur négative signifie que l'eau est déjà acide, la valeur négative indiquant son degré d'acidification. Un lac peut donc être « acidifié »

mais pas acide, c.-à-d. qu'une partie de son Alc a été perdue pour neutraliser les dépôts acides, mais qu'elle n'a pas atteint la valeur zéro ou une valeur négative. Les lacs qui ont des concentrations d'Alc variant de 0 à 200 $\mu\text{eq/L}$ ont traditionnellement été considérés comme des lacs sensibles à l'acidité des retombées atmosphériques. Les mesures de l'Alc rapportées ici ont été réalisées à l'aide de la méthode de titration de Gran (cf. Stumm et Morgan, 1981). Ces mesures sont généralement beaucoup plus fiables que les mesures de pH à cause des points multiples de titration employés pour quantifier l'Alc; le pH est moins fiable parce qu'il est soumis à l'influence de multiples facteurs, comme la pression de CO_2 , la température, l'agitation ou la non-agitation des échantillons, etc. C'est pourquoi les mesures d'Alc sont plus communément utilisées que le pH pour évaluer l'état d'acidité des eaux de surface. Une autre méthode a aussi été utilisée comme alternative à l'Alc: la « capacité de neutralisation de l'acidité » (CNA). Elle est égale à la somme – exprimée en équivalent – des cations basiques moins celle des anions acides. L'Alc et la CNA peuvent différer légèrement en ceci que la mesure de l'Alc par titration de Gran fait appel à toutes les espèces chimiques qui acceptent des protons (notamment le bicarbonate, mais il existe aussi d'autres composés (Neal, 2001)), tandis que la mesure de la CNA dépend des ions considérés dans son calcul.

Les courbes de distribution de fréquence de l'Alc (figure 6.6) montrent que seulement quelques lacs de l'Est (10, 52, 5, < 1 et 13% des lacs de TN, NÉ, NB, QC et ON) sont acidifiés, c'est-à-dire que leur Alc ≤ 0 . La majorité des autres lacs de l'Est entre dans la fourchette des lacs considérés sensibles (Alc de 0-200 $\mu\text{eq/L}$). La distribution des lacs de la NÉ se révèle tout à fait différente des autres distributions. La grande proportion de lacs de NÉ d'Alc négative donne à penser que l'acidité induite par la présence de matière organique ne peut être la cause majeure de leur faible pH .

Une fois encore, l'observation de la variabilité spatiale de l'Alc donnée par les stations du réseau TADPA-Québec aide à interpréter les différences dans les distributions de fréquence cumulée. Rappelons que les concentrations de cations basiques contenues dans les lacs diminuaient du sud-ouest au nord-est, de même que celles de SO_4^{2-} et des retombées atmosphériques de SO_4^{2-} . Le même gradient sud-ouest – nord-est a été observé pour l'Alc, qui variait de 255 à 15 $\mu\text{eq/L}$ (c.-à-d. couvrant la majorité de la distribution des fréquences de l'Alc du QC à la figure 6.6a, du 89^e au 10^e percentile). Le pH a varié de 7,1 à 5,7 (du 96^e au 11^e percentile, figure 6.4a). Le fait que l'Alc ne soit pas inversement reliée aux dépôts atmosphériques signifie que les principaux facteurs déterminants de l'Alc relèvent des propriétés même du

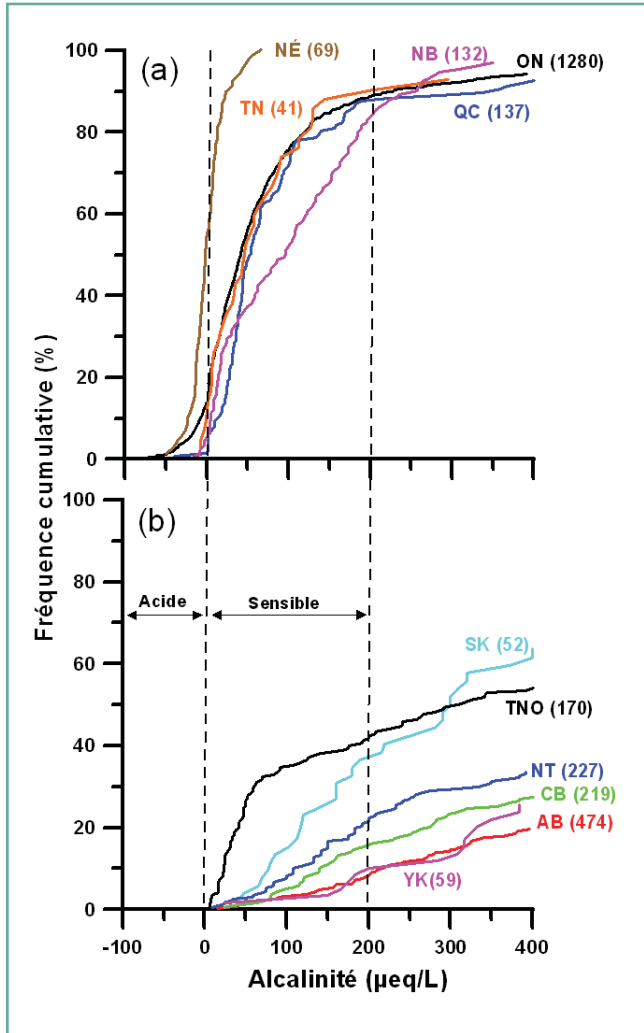


Figure 6.6. Courbe de fréquence cumulative de l'alcalinité Gran de l'ensemble de données de « l'état actuel » (a) des provinces de l'Est et (b) des provinces de l'Ouest et des Territoires du Nord-Ouest. Les observations du MB avaient toutes une alcalinité > 400 µeq/L. Le chiffre entre parenthèses à côté de chacune des étiquettes représente le nombre d'observations. Les données ne constituent pas des sous-groupes statistiques des populations de lacs provinciaux ou territoriaux.

territoire, tout comme les facteurs qui déterminent les concentrations de cations basiques des lacs et leur sensibilité. Les retombées acides de SO_4^{2-} ne constitueraient qu'un facteur secondaire. La composante N des dépôts atmosphériques pourrait influencer l'Alc, mais les concentrations en NO_3 dans les précipitations (généralement de 20 à 30 µeq/L) sont toujours plus élevées que dans les lacs (en général sous la limite de détection, soit 2,8 µeq/L). Ainsi, les dépôts de N sont fortement retenus dans les bassins versants du réseau TADPA-Québec; les sols ne montrent toutefois aucun signe de saturation en N. Ces types de dépôts ne produisent donc pas d'effets notables sur l'Alc des lacs.

D'après les données sur les lacs de l'Ouest et du Nord, seulement cinq lacs acidifiés se trouvent en AB; entre 64% (SK) et 100% (MB) des lacs de ces provinces affichent une Alc > 200 µeq/L. On remarquera à la figure 6.6 les formes bimodale et multimodale des distributions de l'Alc, en particulier les distributions du NB et des TNO.

6.3.1.3 Les implications d'utiliser la base de données sur l'état actuel

D. S. Jeffries

L'évaluation de la chimie des lacs s'est trouvée grandement limitée par la valeur statistique des données, car la provenance n'a pu être considérée, faute de données en quantité suffisante par région. Idéalement, les données auraient dû provenir d'un dispositif d'inventaire régional statistique tel que le dispositif d'échantillonnage aléatoire stratifié qui a été employé aux É.-U. (Landers et al., 1987, 1988) et en Europe du Nord (Henriksen et al., 1998). De tels inventaires fournissent l'information nécessaire pour estimer avec précision les états actuel et futur des ressources, leur évolution et déterminer les facteurs en cause de cette évolution (Nihlgård et al., 1992). Cela dit, à condition que l'inventaire soit réalisé plus d'une fois (approximativement une fois par décennie) et intégré dans une hiérarchie organisée qui comprend des suivis dans le temps et des collectes spécifiques dans certaines stations pour la recherche. Les modifications rapides qu'a subies la chimie des lacs de l'est du Canada (Jeffries et al., 2003b; voir aussi la section 6.3.2 ci-dessous) n'ont rendu valables que les données collectées après 1997. Cela ne s'étant pas produit dans les lacs des provinces et territoires de l'Ouest et du Nord, les données de toutes les années d'échantillonnage ont pu y être utilisées. Mais à cause de la contrainte reliée aux modifications rapides, nous n'avons pas pu utiliser, dans l'évaluation de l'état actuel, le seul inventaire canadien des lacs, dont le dispositif était censé représenter la population-cible (le Réseau spatial de surveillance de l'acidité des lacs du Québec (RESSALQ) qui représentait les lacs de 10 à 2 000 ha; Dupont, 1992a, b).

Ainsi, l'évaluation a été réalisée avec les données fournies par des organismes volontaires, pour autant qu'elles satisfaisaient aux conditions décrites à la section 6.3.1.1 (voir le tableau 6.1). Il s'agit de données qui ont été collectées à des fins d'évaluations diverses, certaines n'ayant aucun rapport au phénomène d'acidification. C'est ce qui explique le caractère si hétérogène des données de notre base, autant attribuable à la nature même des données physiques et chimiques collectées que des différences dans les critères de sélection

des lacs choisis et des méthodes d'échantillonnage et d'analyses utilisées. Au mieux avons-nous cherché à obtenir le plus grand nombre de données possibles de manière à compenser leur caractère disparate et le manque de représentativité des régions. En procédant ainsi, nous avons supposé que nous pourrions discerner des différences entre les régions en ce qui a trait aux conditions chimiques des lacs.

Le tableau 6.3 présente les données qui ont servi à produire l'évaluation de 1997 et l'évaluation présente (Jeffries, 1997). En comparant les données disponibles pour chaque évaluation, on constate qu'il y a eu moins de données sur les lacs de TN et de la NÉ en 2004. Cela serait dû au manque de financement du réseau de surveillance des précipitations acides du Canada atlantique. Dans ces deux provinces, on a sélectionné des superficies de régions sensibles qui, depuis l'évaluation de 1997, sont demeurées relativement les mêmes en NÉ, mais qui ont passablement été réduites à TN. Les lacs de TN et de la NÉ pour lesquels on disposait de données de 2004 ont aussi été évalués en 1997. Nous disposons de moins de données sur les lacs du NB qu'en 1997, mais elles étaient mieux distribuées pour représenter deux régions sensibles au lieu d'une. Il faut relever le manque de représentativité de tous les degrés de sensibilité des territoires des provinces de l'Atlantique.

Du côté du QC, seulement 10% des lacs pour lesquels nous disposions de données en 1997 ont pu entrer dans l'évaluation. En effet, quantité de données du RESSALQ (Dupont, 1992a, b) ont dû y être exclues. Seuls les lacs du réseau TADPA-Québec ont pu faire partie des évaluations de 1997 et de 2004 (voir le tableau 6.1). Beaucoup de lacs de l'évaluation 2004 n'étaient pas de l'évaluation de 1997, en particulier le groupe de lacs qui entoure la fonderie de Rouyn-Noranda et un autre groupe, plus à l'est de ce dernier, qui fait partie du Réseau de gestion durable des forêts. L'exclusion des données du RESSALQ a laissé la rive nord du Saint-Laurent complètement non représentée – une situation malheureuse, car c'est une région où l'acidité naturelle produite par la matière organique est importante. Cette exclusion diminue la représentativité des territoires du QC, même s'il y a des données pour représenter toute la gamme des territoires sensibles et les taux de retombées acides dans sa partie sud-ouest.

Il y a plus de données de lacs de l'ON par rapport à 1997. En 1997, les données qui ont servi à l'évaluation provenaient de la « Base de données des lacs acides » du Ministère de l'Environnement de l'Ontario (Neary et al., 1990) de laquelle on avait supprimé les lacs échantillonnés avant 1985. Cette base n'a pas été considérée dans l'évaluation de 2004 parce

Tableau 6.3. Comparaison de « l'état actuel » de 1997 avec celui de 2004 (l'évaluation actuelle). Voir aussi le tableau 6.1 et la figure 6.1 pour obtenir de l'information supplémentaire sur les données de 2004. Noter que les données de l'AB et de la CB proviennent en majorité de compilations. L'emploi du qualificatif « fédéral » ou « provincial » indique la provenance des données, d'organismes soit fédéraux, soit provinciaux.

Province ou territoire	Nombre de lacs		Commentaires (sur les données 2004)
	1997	2004	
TN	101	42	Données de trois stations sur l'île; données fédérales
NÉ	150	69	Données de stations situées dans des régions sensibles; données fédérales
NB	166	132	Données groupées de stations situées dans des régions sensibles; deux sources: en majorité des données provinciales, quelques-unes fédérales
QC	1377	137	Données de stations passablement bien réparties dans le S.-O. du QC; quatre sources: deux fédérales, une provinciale et une universitaire
ON	1037	1311	Données réunies en quatre groupes (un au N.-O. et trios au centre-S. de l'ON); cinq sources: trois fédérales (dominées par le réseau de surveillance du SCF), deux provinciales
MB	26	20	Données de stations largement répandues au centre-O. du MB; données provinciales
SK	27	52	Données de stations largement répandues au N. de la SK; données provinciales, mais données de 27 lacs dupliquées de la base de données de 1997
AB	193	450	Données de stations densément distribuées à l'extrême N. et N.-E. de l'AB; deux sources: données provinciales principalement, une série d'une université
CB	6	219	Données en majorité de l'île de Vancouver et de deux grappes dispersées dans le centre de la CB; deux sources provinciales de données, mais dominance d'une région; une petite série de données fédérales
NT	-	296	Données de stations distribuées en grappes dans l'archipel et sur le continent; sept séries de données: deux fédérales et cinq universitaires
TNO	-	239	Données de stations quelque peu groupées, particulièrement au N. de Yellowknife; six série de données: une fédérale, cinq universitaires
YK	-	59	Données principalement collectées le long d'un transect N.-S.; une source: universitaire

qu'aucune nouvelle donnée n'y a été ajoutée depuis 1997. Les lacs du Turkey Lakes Watershed, de la région des lacs expérimentaux (ELA), de Sudbury et la région du Nord-Est et du Centre de recherche de Dorset (voir le tableau 6.1) entrent dans l'évaluation présente, comme ce fut le cas en 1997. Les données de l'ON proviennent de lacs compris dans quatre régions (tableau 6.1): Muskoka-Haliburton (M-H), le nord-est de l'Ontario-Sudbury-Killarney, Algoma, et le nord-ouest de l'ON entourant l'ELA. Dans l'évaluation de 1997, des données de la région nord-ouest de l'ON autres que celles mentionnées précédemment ont été utilisées. Par ailleurs, peu d'observations ont été collectées au nord du lac Supérieur. L'ON est probablement la mieux représentée des provinces et territoires, à la fois en termes de distribution spatiale des lacs et de diversité de superficies (voir ci-dessous). Néanmoins, il existe encore des superficies notables pour lesquelles nous n'avons pas disposé de données (figure 6.1).

Au MB, l'évaluation de 1997 a été réalisée à partir de données qui provenaient de seulement 20 lacs. L'évaluation de 2004 repose aussi sur aussi peu d'observations, mais ces dernières diffèrent totalement de celles de 1997. Les données n'ont été collectées que dans le centre-ouest de la province; aucun lac des régions sensibles du sud-est et du nord-ouest n'est donc représenté. Les 52 lacs échantillonnés de la SK sont localisés dans la partie nord de la province, qui est sensible, mais 27 d'entre eux sont les mêmes qu'en 1997 parce que les données d'un inventaire plus récent n'ont pu être employées à cause des limites de détection analytique inappropriées. Pour ce qui est de l'AB, nous avons disposé de données provenant de beaucoup plus de lacs que pour l'évaluation de 1997, passant de 193 à 450, les 193 étant réévalués en 2004. La densité d'échantillonnage a augmenté dans l'extrême nord et le nord-est de cette province. Les lacs centre-ouest de l'AB évalués en 1997 ne l'ont pas été en 2004, pas plus que ceux du coin nord-ouest de la province, qui sera demeuré non représenté. N'ont pas été considérés dans l'évaluation, les territoires agricoles du sud des trois provinces des prairies, qui sont insensibles à l'acidité des retombées atmosphériques. Comme pour l'AB, il y a eu plus de lacs échantillonnés en CB pour l'évaluation 2004 (de 6 lacs en 1997 à 219 lacs en 2004); nombre d'entre eux sont localisés dans la partie centrale de la province (où le territoire est généralement insensible) et sur l'île de Vancouver. Cependant, peu de lacs de la chaîne côtière (un territoire sensible) ont été échantillonnés.

Pour la première fois, nous avons pu bénéficier de données pour évaluer les lacs des TNO. Les observations proviennent des lacs de l'archipel Arctique (des îles de Baffin, Southampton, Ellesmere, Ellef Ringnes, Melville, Victoria et Axel Heiberg) et de la partie continentale (entre Yellowknife et

la côte). Les lacs sont localisés sur des terrains sensibles et insensibles. En dépit du fait que de grandes portions du NT, du TNO et du YK ne sont pas représentées, tout porte à croire que les seules observations disponibles ont fourni un portrait global de l'état de la chimie des lacs des territoires, les grandes portions nommées ci-dessus étant épargnées de retombées acides.

Dans son ensemble, la représentativité du territoire canadien offerte par les données est irrégulière. De vastes régions sensibles n'ont pas fait partie de l'évaluation, faute d'observations sur elles ou d'observations suffisamment récentes pour livrer un portrait valable de l'état actuel de la chimie des lacs qui s'y trouvent, et ceci, sans même considérer l'Arctique. Ceci est particulièrement vrai pour TN, le QC, l'ON, le MB, la SK et la CB. Même pour les grandes régions (figure 6.1), la densité d'échantillonnage y était souvent très faible, rendant ainsi moins précise l'extrapolation des caractéristiques des lacs de l'entière population-cible du Canada. De moins en moins de données ont été collectées dans la « région d'intérêt » des provinces de l'Est: l'évaluation de 1990 était basée sur 8 505 observations de chimie d'eau des lacs (avec une pondération importante pour les observations de l'ON), celle de 1997 était basée sur 2 779 observations et celle de 2004 sur 1 691 observations (encore avec une pondération importante pour les observations de l'ON). Dans les rapports d'évaluation de 1990 et de 1997, on déplorait le manque d'observations de certaines zones, mais peu d'inventaires y ont été réalisés (ou répétés dans le cas du RESSALQ) pour combler ce manque. Les inventaires statistiques conçus pour représenter l'ensemble des lacs avec une précision connue (par ex., comme ceux de Brakke et al., 1988 et d'Henriksen et al., 1998) visaient l'échantillonnage de 1% à 10 % de la population-cible de lacs. Il aurait été possible d'obtenir des intervalles de confiance valables à partir d'un échantillon de la population relativement plus faible qu'un échantillon provenant d'autres inventaires (on compte environ 800 000 lacs dans la région d'intérêt; Hélie et al., 1993), mais la grande variabilité des terrains et des caractéristiques climatiques et hydrologiques rencontrées aurait nécessité un échantillonnage encore plus important pour être représentatif. Un nombre minimum de collectes de données doit être réalisé dans les régions pour lesquelles nous n'en disposons pas et où les impacts de l'acidification sont vus comme importants, dans le but d'améliorer la justesse d'extrapolation de l'état des lacs pour toutes ces régions.

La multiplicité des provenances des données les rend moins représentatives de la population-cible des lacs des provinces et territoires. Dans beaucoup de cas, les lacs sélectionnés l'ont été pour des raisons de logistique (par ex., leur

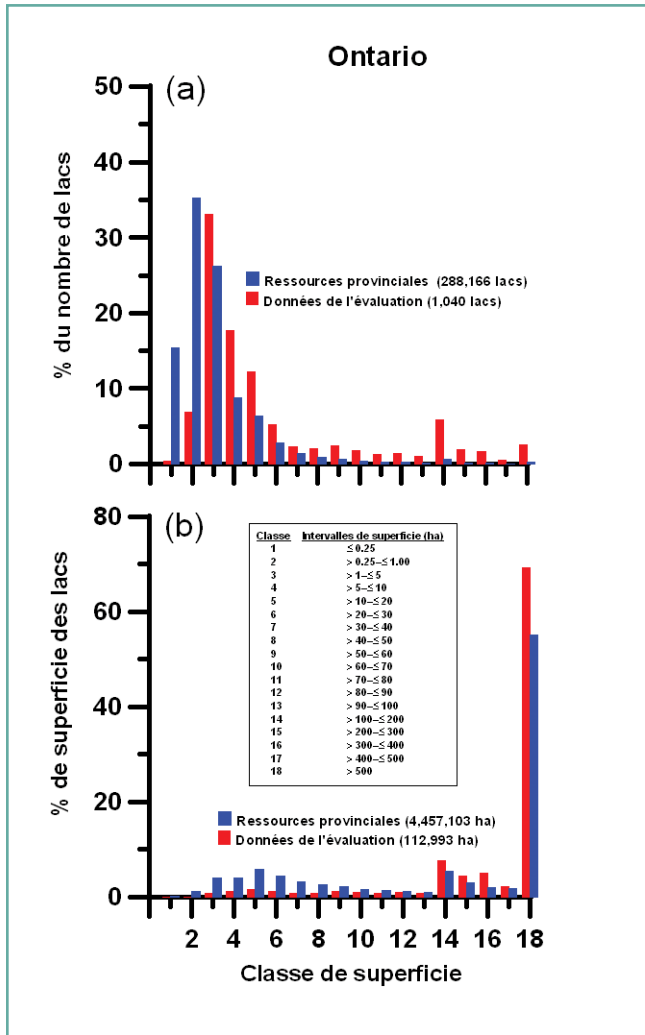


Figure 6.7. Distribution des superficies des populations de lacs-échantillons et de l'ensemble des lacs de l'Ontario basée (a) sur leur dénombrement et (b) sur leur superficie. La base de données provinciale et les classes de superficie (définies dans l'encadré) sont de Hélie et al. (1993). La base de données de l'Ontario de Hélie et al. (1993) comprend seulement les lacs situés au sud du -52° N de latitude.

accessibilité par la route ou par avion) ou parce qu'ils représentaient des habitats biologiques spécifiques (par ex., pour les oiseaux aquatiques ou le touladi). Dans d'autres cas, les lacs ont été sélectionnés pour représenter toute la diversité des degrés de sensibilité des territoires à l'acidité ou des taux de retombées atmosphériques, sélection qui n'avait pas nécessairement pour but de représenter la population des lacs de toute la région environnante. Et c'est ce qui se révèle quand nous comparons les données de distribution des superficies de lacs dont nous disposons avec la distribution de la population-cible: les données ne sont effectivement pas représentatives. Les figures 6.7 et 6.8 présentent les

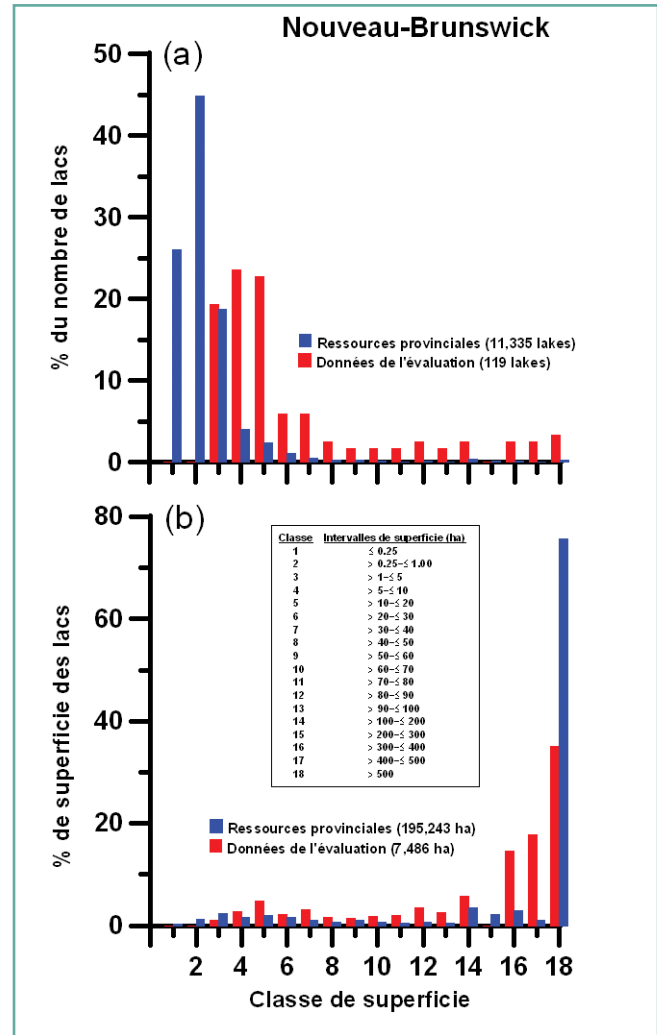


Figure 6.8. Distribution des superficies des populations de lacs-échantillons et de l'ensemble des lacs du Nouveau-Brunswick basée (a) sur leur dénombrement et (b) sur leur superficie. La base de données provinciale et les classes de superficie (définies dans l'encadré) sont de Hélie et al. (1993).

échantillons de lacs (de l'ON et du NB) distribués en fonction de leur superficie et les lacs de la population complète (de toutes les données de l'Est, l'ON et le NB possèdent l'information la plus complète sur la superficie des lacs). On constate qu'il y a plus de grand lacs que de petits qui ont été échantillonnés (graphiques du haut). Cela est moins vrai pour l'ON que pour le NB parce qu'une grande proportion des lacs de l'ON provient d'un programme de surveillance des habitats des petits lacs, les préférés de la sauvagine (McNicol et al., 1998). Les deux populations – échantillonnée et cible – correspondent assez bien du point de vue de leur superficie (graphiques du bas aux figures 6.7 et 6.8), bien que la plus



grande proportion de superficie des deux populations se situe dans la classe de superficie > 500 ha. Dans cette classe, 26 lacs sur 1 040 proviennent de l'échantillon de l'ON et 4 lacs sur 119 du NB. En définitive, on tire le même constat du portrait des données de 2004 que celui de 1997 (Jeffries, 1997; Jeffries et al., 2000). La population de lacs échantillonnés présente des superficies qui ne sont pas représentatives des fréquences observées dans la population cible. L'échantillonnage aurait dû être élaboré en fonction de cette représentativité. Un tel échantillonnage avait aussi été recommandé dans l'évaluation de 1997, mais il n'a jamais été mis en application.

6.3.2 Les transformations chimiques dans les lacs

6.3.2.1 Les analyses de tendances

D. S. Jeffries, T. A. Clair, S. Couture, P. J. Dillon, J. Franklyn, W. Keller, D. K. McNicol, F. Norouzi, A. M. Paterson, M. A. Turner et R. C. Weeber

Les preuves selon lesquelles les pluies acides affectent le milieu aquatique – rapportées dans les évaluations précédentes – ont incité les responsables politiques à poser des actions en vue de réduire les émissions de dioxyde de soufre (SO_2). Les émissions totales nord-américaines sont maintenant d'environ 40% plus faibles qu'en 1980 depuis l'application de stratégies de réduction variées (voir Jeffries et al., 2003a) et des réductions supplémentaires sont prévues (voir le chapitre 2). Bien que le Canada et les É.-U. aient en deux décennies chacun réduit leurs émissions, le moment où le taux maximum de réduction s'est produit diffère entre les deux pays. Dans l'est du Canada, le taux maximum de réduction de SO_2 est survenu durant les années 1980, tandis qu'il s'agit du début des années 1990 pour les É.-U.

Les dépôts atmosphériques de SO_4^{2-} sont encore de loin considérés comme les principales causes de l'acidification des eaux de surface dans le sud-est du Canada bien que les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) se posent en polluant acidifiant potentiel. Les politiques intérieures du Canada et des É.-U. mises de l'avant pour réduire leurs émissions respectives de NO_x concernent la réduction du smog local. Les taux d'émissions de NO_x ont très peu changé comparativement aux taux de SO_2 .

Les concentrations de SO_4^{2-} mesurées dans les précipitations dans l'est du Canada et des É.-U. ont eu tendance à baisser au cours des deux dernières décennies (voir le chapitre 3), les réductions les plus importantes observées à l'échelle régionale s'étant produites près des régions émettrices qui ont le plus contribué à la réduction des émissions. Au

Canada, le sud et le centre de l'ON et le sud-ouest du QC ont connu les plus importantes réductions des retombées régionales de SO_4^{2-} . Ce sont les régions qui sont sous l'influence directe des émissions produites par les fonderies de Sudbury et de Rouyn-Noranda qui ont connu les plus fortes réductions des retombées (55% du total des réductions d'émissions dans l'est du Canada exigées par le Programme intérieur de lutte contre les pluies acides ont été réalisés grâce aux réductions appliquées par ces deux fonderies).

Les eaux de surface comptent parmi les premiers récepteurs à réagir à la réduction des émissions et des retombées acidifiantes. Les observations des 10 à 20 dernières années de suivi ont permis de dégager des tendances dans l'évolution de la chimie aquatique, que l'on a rapportées dans de nombreuses publications. Dans cette évaluation-ci, nous rapportons les tendances des années 1990 en établissant notre interprétation sur la base des tendances déjà rapportées. L'ajout d'observations aux observations précédentes et l'analyse de fenêtres temporelles différentes ont permis de dresser un portrait plus juste et à plus long terme des réactions des eaux de surface devant les réductions des retombées atmosphériques acides.

Il y a 742 lacs de l'Est dont les données ont pu convenir – du point de vue temporel – à l'étude de l'évolution de la chimie des lacs (données de la base décrites à la section 6.3.1.1). Le nom des lacs figure dans la colonne « tendance » du tableau 6.1; la figure 6.9 donne leur localisation. Les données et méthodes retenues pour l'étude des tendances présentaient les caractéristiques suivantes:

- ⇒ **Territoire:** TN, NÉ, QC, ON.
- ⇒ **Sources:** Les données de TN, NÉ et QC relèvent de collectes effectuées dans le cadre de programmes régionaux de surveillance d'Environnement Canada. Les données de l'ON proviennent aussi d'Environnement Canada, de Pêches et Océans Canada et du Ministère de l'Environnement de l'Ontario.
- ⇒ **Période concernée:** données de chimie 1990-2001 (données sur au moins 8 des 12 années de mesures continues, nécessaires aux analyses de tendances). Les analyses ont livré des résultats plus à jour que ceux rapportés par Jeffries et al. (2003b) parce que des données de la fin des années 1990 ont aussi été analysées.
- ⇒ **Méthodes d'analyses:** méthodes non paramétriques telles le test de Kendall saisonnier (Hirsch et Slack, 1984) ou d'autres tests similaires (plusieurs fournisseurs ont utilisé le logiciel DETECT qui renferme une série de



tests non paramétriques; Cluis et al., 1989; McNicol et al., 1998). Des tendances monotones statistiquement significatives ($p \leq 0.05$) ont été déterminées par ces méthodes. Les tendances ont été quantifiées à partir des pentes des coefficients de régression linéaire. La distribution (pourcentages globaux) des pentes négatives et positives a aussi été déterminée.

- **Variabes chimiques analysées:** Les **anions acides** des dépôts atmosphériques: SO_4^{2-} et NO_3^- . Les tendances observées concernant les concentrations de ces anions vont dans le sens des récents taux de retombées atmosphériques (en particulier le SO_4^{2-}) et des observations faites sur la réaction de l'écosystème aux retombées à long terme (par ex., le NO_3^-). Aucune tendance dans l'évolution des concentrations de NO_3^- n'est disponible pour TN, NÉ et QC (voir explications dans la note au bas du tableau 6.4).
- Les **cations basiques** (soit la somme de $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+$ ou de $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ selon la disponibilité des données), lesquels sont mobilisés par les réactions d'altération et les processus d'échange cationique qui neutralisent l'acidité dans les bassins versants. Les cations basiques

réagissent indirectement aux fluctuations des concentrations de SO_4^{2-} et de NO_3^- .

- Le **pH** et l'**Alc Gran**: variables qui caractérisent l'acidité. Elles sont le reflet des interactions qui se produisent entre les concentrations des cations basiques et des anions acides.
- Le **COD**: indicateur de l'acidité générée par la matière organique. Les acides organiques sont une source d'acidité commune naturelle pour les eaux de surface.

Le tableau 6.4 présente les résultats des analyses de tendances.

6.3.2.1.1 La région de l'Atlantique

Les concentrations en SO_4^{2-} ont décliné de façon significative ($p \leq 0,05$) dans 34 (54%) des 63 lacs échantillonnés à TN et en NÉ au cours de la période 1983-1997. Ces résultats sont donnés par l'analyse des tendances monotones de SO_4^{2-} (Clair et al., 2002). Ces tendances vont dans le même sens que les tendances observées pour le Maine et le Canada atlantique, qui ont été obtenues par des analyses statistiques plus complexes (Stoddard et al., 1999). Les résultats des deux études attestent de l'incontestable déclin des concentrations de SO_4^{2-} dans les lacs quand on les compare aux résultats d'une étude précédente, qui avaient révélé que les

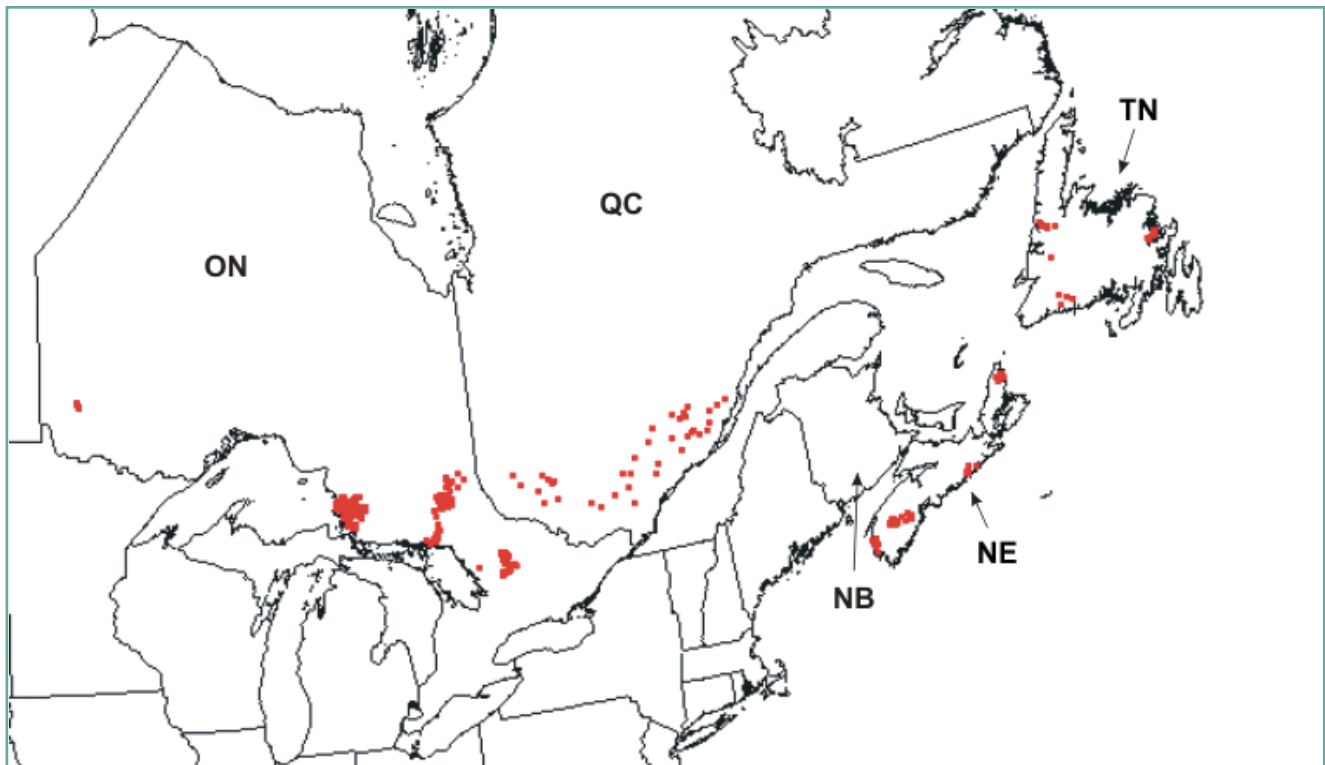


Figure 6.9. Localisation des lacs pour lesquels nous disposons de données temporelles appropriées aux analyses des tendances.

Tableau 6.4. Sommaire des tendances significatives ($p \leq 0,05$) de l'évolution chimique des lacs de l'est du Canada entre 1990 et 2001 détectées à l'aide de tests statistiques non paramétriques (voir dans le texte). Les nombres entre parenthèses (colonnes des %) représentent le pourcentage global de pentes positives ou négatives sans égard à la signification statistique. La valeur annuelle des tendances positives ou négatives a été estimée à partir de la médiane de toutes les pentes linéaires significatives.

		Terre-Neuve (21 lacs)			Nouvelle-Écosse (69 lacs)			Québec (38 lacs)			Ontario (638 lacs ⁵)		
		n	%	Pente sign.	n	%	Pente sign.	n	%	Pente sign.	n	%	Pente sign.
Sulfate ² ($\mu\text{eq/L}$)	Tendance croissante	0	0 (0)		0	0 (3)		0	0 (3)		5	1 (17)	4,65
	Tendance décroissante	9	43 (100)	-0,75	32	46 (97)	-0,97	28	74 (97)	-2,10	182	29 (83)	-5,01
	Absence de tendance	12	57		37	54		10	27		451	71	
Nitrate ³ ($\mu\text{eq/L}$)	Tendance croissante	NA			NA			NA			26	4 (57)	0,19
	Tendance décroissante	NA			NA			NA			23	4 (43)	-0,36
	Absence de tendance	NA			NA			NA			576	92	
pH	Tendance croissante	0	0 (57)		4	6 (72)	0,02	18	47 (89)	0,03	74	12 (74)	0,06
	Tendance décroissante	0	0 (43)		4	6 (28)	-0,02	0	0 (11)		7	1 (26)	-0,04
	Absence de tendance	21	100		61	88		20	53		557	87	
Alcalinité ($\mu\text{eq/L}$)	Tendance croissante	0	0 (14)		1	1 (16)	0,77	17	45 (84)	1,32	94	15 (70)	3,10
	Tendance décroissante	1	5 (86)	-0,88	24	35 (84)	-1,04	0	0 (16)		10	2 (30)	-1,66
	Absence de tendance	20	95		44	64		21	55		533	84	
Cations basiques ^{2,4} ($\mu\text{eq/L}$)	Tendance croissante	0	0 (43)		0	0 (35)		0	0 (5)		4	1 (12)	11,9
	Tendance décroissante	0	0 (57)		3	4 (65)	-1,26	26	68 (95)	-2,07	198	34 (88)	-5,10
	Absence de tendance	21	100		66	96		12	32		388	66	
COD (mg/L)	Tendance croissante	2	10 (90)	0,11	13	19 (80)	0,18	10	26 (58)	0,07	45	7 (57)	0,13
	Tendance décroissante	0	0 (10)		1	1 (20)	-0,37	3	8 (42)	-0,08	17	3 (43)	-0,23
	Absence de tendance	19	90		55	80		25	66		571	90	

¹ Les durées minimales, du 10^e percentile et médiane de la période d'observation à l'intérieur de la fenêtre temporelle de 12 ans sont respectivement de 8, 9 et 11 ans.

² Les concentrations de sulfate et des cations basiques ont été corrigées pour le sel de mer dans le cas des lacs de TN et de la NÉ.

³ Les analyses des tendances n'ont pas été effectuées dans le cas de lacs de TN et de la NÉ en raison de la forte incidence de valeurs égales ou sous la limite de détection et pour les lacs du QC en raison du caractère variable des limites de détection durant la période d'observation.

⁴ Les cations basiques = Ca + Mg pour TN, la NÉ et le QC et = Ca + Mg + Na + K pour l'ON.

⁵ Les différences entre le nombre total de lacs en ON et le nombre de tendances analysées pour une variable donnée sont dues à des valeurs manquantes.

concentrations de SO_4^{2-} (seulement 8 % des 71 lacs analysés) avaient très peu décliné au cours de la période 1983-1991, voire qu'elles avaient augmenté dans certains lacs (27 % des lacs; Clair et al., 1995). Il y a eu réévaluation de cette période. Elle a permis de montrer à quel point la sélection de la fenêtre temporelle d'évaluation de la réaction des lacs était déterminante sur le classement de leur état dans les trois classes de tendances: « croissante », « décroissante » et « absente » (Ehrman et Clair, 1995).

Le pH, l'Alc et les concentrations de cations basiques ne présentent aucune tendance comme le révèle le résultat prédominant issu de l'analyse de la période 1983-1997. Il en

avait été de même pour la période 1983-1991 (Clair et al., 1995), si l'on excepte les 44% de lacs, où l'Alc Gran a augmenté. Cette situation où l'Alc tend à croître sans que le pH change peut résulter de l'effet tampon causé par l'augmentation des ions organiques. Clair et al. (1995) ont toutefois mentionné que la couleur des lacs n'avait augmenté que dans 16% des lacs à l'étude (la couleur de l'eau est une variable substitut du COD ou des anions organiques; aucun des lacs étudiés n'a montré de tendance à la baisse de sa couleur). Cette situation apparemment contradictoire aurait été imputée au fait que les données de suivi nécessaires pour analyser des tendances n'avaient pas été collectées sur une assez longue période – une lacune qui a été rapportée dans le

rapport d'évaluation de 1997 (Jeffries, 1997). En dépit des preuves établies de réaction favorable des lacs du Bouclier canadien aux réductions des retombées acides (par ex., Kelso et al., 1992), les lacs de la région de l'Atlantique n'ont pas affiché une telle réaction, ce qui a rendu l'interprétation des tendances tout sauf simple.

Les concentrations de SO_4^{2-} dans les lacs suivis de TN et de la NÉ n'ont plus augmenté dans les années 1990, comme le montrent les analyses de tendances pour cette période (c.-à-d. la période 1990-2001 présentée au tableau 6.4). Les concentrations de SO_4^{2-} affichaient en effet des pentes de régression négatives (exprimant le déclin) pour 100% des lacs de TN et 97% de ceux de la NÉ, même si elles tendaient à décroître de façon significative dans 43% et 46% d'entre eux. Le taux de réduction des concentrations de SO_4^{2-} y était faible (les pentes médianes étant respectivement de -0,75 et de -0,97 $\mu\text{eq/L/a}$) comparativement à d'autres régions. Ce déclin du SO_4^{2-} n'a pas été suivi de diminution de l'acidité des lacs, comme l'a montré l'absence de tendances dans le pH et l'Alc des lacs de ces deux provinces. Dans les cas où il y a eu des tendances détectées dans le pH ou l'Alc, elles indiquaient que les lacs avaient plus tendance à s'acidifier que l'inverse. Aucun lac de TN n'a montré de remontée de son pH et de son Alc qui soit significative; l'unique tendance détectée allait dans le sens contraire. Les résultats affichent, pour les lacs de la NÉ, quatre tendances de remontée du pH et une de l'Alc (exprimées par la pente positive des courbes de régression) et quatre tendances de baisse du pH significatives et 24 de l'Alc (exprimées par la pente négative des courbes de régression). La prédominance des pentes négatives sur les positives indique que l'Alc a décliné, alors que la prédominance s'inverse dans le cas du pH. L'évolution des concentrations des cations basiques et du COD des lacs de TN et de la NÉ ne montre aucune tendance. Les quelques tendances observées (toutes en NÉ) concernent les cations basiques, qui déclinaient et le COD, qui augmentait. Ces résultats sont tirés de l'interprétation des pentes de régression distribuées en fonction de leur signe (positif ou négatif).

On remarque au tableau 6.4 combien l'acidification continue qu'ont subie les lacs de la NÉ est exceptionnelle (l'Alc décroît dans 35% des lacs). Ce phénomène unique corrobore ce que Skjelkvåle et al. rapportent dans leur publication (sous presse). L'Alc de lacs étudiés dans 12 régions spécifiques de l'Europe et d'Amérique du Nord n'a affiché une tendance à la baisse que pour le Maine et le Canada atlantique (18 lacs du Maine et de la NÉ), comme l'a attesté la pente médiane négative – statistiquement significative de l'analyse de tendances. La cause de l'acidification continue viendrait vraisemblablement de la réaction des variables atténuantes (les cations basiques

ou le COD (acides organiques)) ou de la présence de soufre qui se dégage lentement des sols. Les acides étaient soit en déclin (SO_4^{2-}), soit en trop faible concentration (NO_3^-) pour qu'ils puissent être analysés. Les NO_3^- se sont révélés sans tendance d'après les analyses de données dont Skjelkvåle et al. (sous presse) disposaient pour le Maine et le Canada atlantique alors que les cations basiques ont affiché une tendance à la baisse significative.

L'eau des lacs, qui ne se révèle pas toujours acide suivant le calcul de la moyenne annuelle de sa chimie, peut toutefois connaître des périodes d'acidification (le pH ou l'Alc baisse) durant la fonte des neiges ou les fortes pluies. L'acidification peut être induite par des causes naturelles (par ex., la dilution ou les acides organiques) ou anthropiques (par ex., le SO_4^{2-} ou le NO_3^-). Laudon et al. (2002) ont utilisé le *Boreal Dilution Model* de Bishop et al. (2000) pour déterminer les agents causaux des périodes d'acidification survenues dans deux cours d'eau de la NÉ entre 1983 et 1998. Ils ont trouvé que l'acidification au cours de ces périodes (exprimée par le déclin de la CNA) avait été fortement corrélée avec le déclin des retombées atmosphériques de SO_4^{2-} .

6.3.2.1.2 La région du Québec

La tendance prédominante dans les concentrations de SO_4^{2-} était au déclin entre 1983 et 1991 dans les lacs du QC, d'après les résultats des analyses des données de 29 lacs du sud-ouest (Clair et al., 1995). Ni le pH ni l'Alc n'ont augmenté; les cations basiques ont augmenté dans six lacs et diminué dans sept; les NO_3^- ont eu tendance à augmenter dans 11 lacs et à diminuer dans deux. Le déclin de SO_4^{2-} a été corroboré par une deuxième analyse dans laquelle des données collectées dans huit lacs entre 1985 et 1993 avaient été ajoutées. Toujours dans cette analyse, les autres variables présentaient des résultats différents (Bouchard, 1997) par rapport aux résultats de Clair et al. (1995). Notons les augmentations significatives du pH et de l'Alc dans neuf des 37 lacs à l'étude. Mentionnons aussi le fait que les cations basiques n'ont livré aucune tendance à la hausse (ils étaient en déclin dans 17 lacs), que les NO_3^- ont augmenté, mais dans moins de lacs ($n=5$) et que le COD a diminué dans 17 lacs. Ces résultats corroborent les tendances qu'a aussi révélées l'analyse des données du Québec-Vermont (Stoddard et al., 1999).

Durant les années 1990, un déclin des concentrations de SO_4^{2-} s'est produit dans 74% des 38 lacs suivis au QC (tableau 6.4; 97% de toutes les pentes de régression étaient négatives). Les concentrations de SO_4^{2-} n'ont affiché aucune tendance à la hausse. Aux termes des 12 années (de 1983 à 1991) qu'a duré l'étude, les lacs ont connu des baisses de SO_4^{2-} qui sont allées de 9,6 à 55,3 $\mu\text{eq/L}$, ce qui correspond à la baisse médiane

annuelle de $-2.1 \mu\text{eq/L/a}$. Ces tendances correspondent à celles que Skjelkvåle et al. (sous presse) ont observées pour leur groupe de lacs du Québec-Vermont. Ce même schéma de réduction des concentrations de SO_4^{2-} observé dans à peu près tous les lacs et sols des bassins versants du Réseau TADPA-Québec laisse croire qu'ils ont tous réagi de la même façon aux importantes réductions des retombées atmosphériques de SO_4^{2-} . Ainsi pourrions-nous avancer que les bassins versants, en tant qu'écosystème, réagissent rapidement aux réductions des dépôts atmosphériques de SO_4^{2-} pour atteindre un nouvel équilibre. Appuyons cette affirmation en détaillant l'exemple du lac Laflamme, l'un des lacs le plus à l'est du Réseau TADPA-Québec. Entre 1990 et 2001, les concentrations de SO_4^{2-} y ont baissé de 23%, tandis qu'entre 1985 et 2000, les concentrations dans les précipitations ont baissé de 28%, d'après les mesures enregistrées à la station météorologique de la Forêt Montmorency, qui est située à l'intérieur du bassin versant du lac Laflamme. On y a démontré que les réactions d'adsorption-désorption dans les sols forestiers contrôlaient les flux de SO_4^{2-} à moyen terme et que ce dernier réatteignait un état d'équilibre à l'intérieur de quatre ans, d'après divers scénarios de retombées atmosphériques de SO_4^{2-} (Houle et Carignan, 1995). Le sol de ce bassin versant est typique des podzols humo-ferriques que l'on trouve sur tout le territoire couvert par le réseau.

Les baisses passablement uniformes de concentrations de SO_4^{2-} observées dans les lacs ne se sont pas traduites par des remontées équivalentes du pH et de l'Alc, même si les pentes de régression de ces deux variables ont davantage exprimé des remontées (par leur signe positif) que des baisses (par leur signe négatif). Une remontée significative du pH ou de l'Alc s'est produite dans un peu moins de la moitié des lacs du Réseau TADPA-Québec, tandis qu'un peu plus de la moitié des lacs n'ont été le lieu d'aucune tendance significative. Le choix de la fenêtre temporelle a exercé un rôle déterminant sur le pH et l'Alc par rapport aux autres variables. En choisissant une fenêtre temporelle légèrement plus étroite (1990-1997), Jeffries et al. (2003b) ont pu mettre en évidence que le pH avait baissé dans 12% de 43 lacs du Réseau TADPA-Québec et l'Alc, dans 19% des cas. Mais considérés dans l'ensemble du réseau TADPA-Québec, les lacs n'ont subi aucune baisse significative du pH ou de l'Alc au cours de la période 1990-2001. Skjelkvåle et al. (sous presse) ont aussi rapporté ce résultat. L'importante variabilité interannuelle qui caractérise les données de pH et d'Alc de beaucoup de lacs limite la capacité des tests statistiques à détecter des tendances significatives dans l'évolution de ces deux variables.

Le déclin des concentrations de cations basiques ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) est vraisemblablement ce qui explique le plus la

remontée limitée du pH et de l'Alc (Houle et al., 2004). Dans 68 % de 38 lacs analysés du Réseau TADPA-Québec, les cations basiques ont accusé un déclin significatif (95% avaient des pentes de régression négatives); par contre, les cations basiques de 12 lacs n'ont montré aucune évolution valable statistiquement. Au terme des 12 années de l'étude, les lacs ont connu des baisses de cations basiques allant de $7,5 \mu\text{eq/L}$ à $50 \mu\text{eq/L}$, ce qui correspond à la baisse médiane annuelle de $-2.1 \mu\text{eq/L/a}$. Des 28 lacs caractérisés par un déclin significatif de leur concentration de SO_4^{2-} , 20 d'entre eux ont aussi progressivement perdu des cations basiques; les valeurs des médianes annuelles des tendances respectives de ces deux variables étant pratiquement identiques (tableau 6.4). Skjelkvåle et al. (sous presse) n'ont pas trouvé pour le Québec-Vermont cette tendance entre ces deux variables (l'évolution du SO_4^{2-} étant plus notable que celle des cations basiques). Soulignons que les lacs de la sous-région du Québec qui ont subi le déclin le plus marqué de cations basiques n'étaient pas du territoire de l'étude (S. Couture, Environnement Canada, Québec, comm. pers.). La présence concomitante du déclin du SO_4^{2-} et des cations basiques semble être une situation courante, puisqu'elle se produit autant dans nos provinces (d'après les données livrées au tableau 6.4) que dans neuf des 12 régions de l'Europe et de l'est de l'Amérique du Nord (Skjelkvåle et al., sous presse) et autant de régions à l'étude (par ex., Driscoll et al., 1995; Likens et al., 1996, 1998; Mallory et al., 1998; Stoddard et al., 1998). En fait, l'anion SO_4^{2-} agit comme transporteur de cations (Galloway et al., 1983), ainsi moins le SO_4^{2-} se lessive des sols, moins il lessive avec lui des cations (Ca^{2+} et Mg^{2+}), d'où les baisses enregistrées dans les eaux de surface.

Le COD est à la hausse dans dix des 38 lacs du réseau, le taux d'augmentation médian annuel étant de $0,07 \text{ mg/L/a}$ (trois autres lacs ont accusé des baisses et 25 n'ont pas montré de tendance significative; tableau 6.4). Les concentrations de COD ont progressé de façon constante, comme le montrent les valeurs des pentes de régression uniformément distribuées dans le temps. Les dix lacs en question étaient principalement localisés à l'intérieur des limites d'une sous-région du nord de la ville de Québec. De telles tendances à la hausse du COD ont également été rapportées par Skjelkvåle et al. (sous presse) dans les lacs de la région Québec-Vermont, ce qui laisse croire que ce phénomène serait plus répandu qu'on ne l'aurait supposé. En effet, Skjelkvåle et al. (sous presse) l'ont observé dans sept des 12 régions qui couvrent la majorité de l'Europe et du nord-est de l'Amérique du Nord. Les augmentations de COD pourraient avoir été causées par des variations de température et de précipitations (Molot et Dillon, 1997) et possiblement par d'autres processus agissant sur les concentrations de COD.

Les analyses chimiques de détection du NO_3^- dans les lacs du réseau TADPA-Québec a présenté une variabilité telle qu'elle a limité la capacité des analyses statistiques à rendre compte de tendances possibles. Toutefois, l'examen empirique des données de NO_3^- a montré que cette variable n'avait pas, au cours des années 1990, évolué de façon particulière dans la majorité des lacs du réseau (S. Couture, Environnement Canada, Québec, comm. pers.).

6.3.2.1.3 La région de l'Ontario

En Ontario, on a analysé les tendances des lacs qui ont été directement influencés par les fonderies de Sudbury séparément des lacs qui avaient subi seulement l'influence des émissions transportées sur de longues distances.

La chimie et le biote des lacs situés à proximité de Sudbury sont étudiés depuis longtemps. La disparition d'espèces de poissons dans les lacs des Monts La Cloche (Killarney) en ON (Beamish et Harvey, 1972) a donné le coup d'envoi à la réalisation de nombreuses études sur le phénomène d'acidification des lacs induites par les retombées atmosphériques. L'application de réductions rapides et importantes dans la région environnante de Sudbury a largement été documentée en raison des réductions particulièrement hâtives et importantes des émissions de SO_2 qui y sont survenues (Potvin et Negusanti, 1995). Dans les cas où des caractéristiques chimiques des changements l'on avait détecté de l'eau, on rapporte que le SO_4^{2-} , les cations basiques, les concentrations d'Al et de métaux avaient baissé, et le pH ou l'Alc avait remonté (par ex., Dillon et al., 1986; Keller et al., 1992; Mallory et al., 1998; Keller et al., 2003). Ces tendances dans l'évolution du rétablissement de la chimie de l'eau se sont révélées plus marquées dans les années 1970 et 1990 que dans les années 1980, ce qui correspond à l'historique des réductions des émissions de SO_2 des fonderies locales. La nature du rétablissement rapporté dépend de la population de lacs suivis et de la fenêtre temporelle choisie. Par exemple, le pH de 36 des 38 lacs relativement grands (14,5-1 315 ha) échantillonnés par le Ministère de l'Environnement de l'Ontario a augmenté entre 1981 et 1989 (Keller et al., 1992), alors que c'est le cas dans seulement 26 des 161 plus petits lacs (0,1-350 ha) que le Service canadien de la faune (SCF) a échantillonnés entre 1983 et 1995 (le pH n'a diminué que dans deux lacs et les autres n'ont pas changé; Mallory et al., 1998). Les sources locales de soufre en provenance de la région de Sudbury déterminent les concentrations de SO_4^{2-} mesurées dans les lacs sur une distance approximative de 45 km (Keller et al., 2001a). Mais au-delà de 45 km, c'est le soufre transporté sur de longues distances qui devient la principale source de SO_4^{2-} qui pollue les lacs. Dans les lacs de la région immédiate de Sudbury, l'augmentation du pH ou de l'Alc aurait

vraisemblablement été en partie freinée par le déclin des concentrations en cations basiques (Keller et al., 2001b). Le taux de réduction du Ca^{2+} y était plus faible dans les années 1980 que dans les années 1990. Malgré le rétablissement remarquable observé dans les lacs, certaines études montrent qu'ils sont encore trop acides ($\text{pH} < 6$) ou dégradés par les métaux pour maintenir le biote aquatique qui est sensible à l'acidité (Mallory et al., 1998; Keller et al., 2003).

Il y a 11 lacs de l'ON qui faisaient partie de l'analyse 1983-1991 de Clair et al. (1995); 17 lacs étaient compris dans l'analyse des régions nord-américaines de Stoddard et al. (1999) qu'ils ont menée entre 1980 et 1995. Tous ces lacs se trouvaient hors de l'influence des sources de pollution de Sudbury. Ces auteurs ont montré que la baisse des concentrations de SO_4^{2-} et de cations basiques observée dans les lacs s'était plus souvent produite ou avait été plus accusée dans les années 1980 par rapport aux années 1990; que les tendances observées pour les autres variables étaient rares ou concordait peu entre les lacs. Il y a eu 60% des lacs dont le pH ou l'Alc a augmenté entre le début des années 1980 et le milieu des années 1990 (Jeffries, 1997); ce résultat comprend l'analyse d'échantillons de 38 des 90 lacs analysés qui étaient localisés dans la région de Sudbury. Par ailleurs, l'acidité a initialement diminué dans 56 lacs de tête à Algoma (le pH médian a augmenté de 0,5 unité entre 1979 et 1985; Kelso et al., 1992) puis a remonté en 1994 (Jeffries, 1997). Le SCF a suivi 216 petits plans d'eau localisés dans la région de Muskoka (au sud-est de Sudbury) et 235 dans la région d'Algoma (à l'ouest de Sudbury; McNicol et al., 1998). Ce choix a donné des échantillons de populations plus représentatifs des populations actuelles de lacs dans ces régions que les autres réseaux de surveillance (les médianes des superficies des lacs des deux régions étaient de 4,2 et 3,8 ha). Les résultats de ce suivi ont révélé qu'entre 1988 et 1996, les concentrations de SO_4^{2-} ont baissé significativement dans 47 à 56% de ces lacs ainsi que les cations basiques dans 51 à 57% d'entre eux. Cependant, les tendances à la hausse du pH et de l'Alc n'ont été observées que dans respectivement 12% et 21-23% des lacs.

Les données sur les 638 lacs de l'ON qui ont servi à dégager les tendances des années 1990 (tableau 6.4) étaient presque les mêmes que celles des 662 lacs que Jeffries et al. (2003b) ont utilisées même si les fenêtres temporelles différaient légèrement. Quelques données proviennent des lacs localisés à l'intérieur du 45 km d'influence des fonderies de Sudbury (Keller et al. 2001a). La base de données de l'ON a été constituée à partir de cinq sources (tableau 6.1), la plus importante en termes de nombre d'observations provenant du SCF (McNicol et al., 1998). Beaucoup d'entre elles proviennent de plans d'eau relativement petits (superficie médiane des lacs

= 5,2 ha), qui se trouvent être les habitats préférés de la sauvagine. La superficie médiane des lacs des quatre autres sources de données variait de 25 (ELA) à 122 ha (Ministère de l'Environnement de l'Ontario, région de Sudbury et du Nord-Est). L'importance de distinguer la provenance des sources de données s'est révélée lorsqu'on a noté que seulement 29% des lacs affichaient des baisses significatives de SO_4^{2-} bien que 83% des pentes de régression aient été négatives. Ainsi, en excluant les données du SCF, 91% des lacs restants (avec 41 lacs sur 70 provenant de la région de Sudbury) montraient des réductions significatives de SO_4^{2-} . Cela signifie clairement que des éléments du paysage influencent l'exportation de SO_4^{2-} vers les petits lacs et plans d'eau des milieux humides, probablement par les processus de rétention et de mobilisation, eux-mêmes influencés par les fluctuations climatiques tel que nous l'avons discuté à la section 6.3.2.5.

Les données de NO_3^- de la base de l'ON ont été les seules à pouvoir convenir aux analyses de tendances, car beaucoup de données des autres provinces renfermaient des valeurs qui se situaient sous les limites de détection des appareils d'analyses. L'absence d'évolution significative du NO_3^- caractérise 92% des lacs. Des tendances positives et négatives en nombre presque égal se sont produites dans le pourcentage de lacs restants, comme le montre la distribution assez bien partagée des pentes de régression de cette variable (57% positives, 43% négatives). Jeffries et al. (2003b) ont rapporté que, de 1990 à 1999, les concentrations de NO_3^- avaient augmenté dans 17% des lacs du SCF, ce qui signifie que l'ajout de deux ans de données supplémentaires aux analyses a eu pour effet d'agir favorablement sur leur capacité de détection. Les retombées atmosphériques de N présentent des potentialités d'acidification des lacs importantes. Cependant, la question de savoir si le N acidifie actuellement les lacs dépend de la capacité des écosystèmes à le retenir, sinon il est exporté sous forme de NO_3^- (voir la section 6.5). Les résultats présentés sur les tendances du NO_3^- prouvent peu que l'action acidifiante induite par le N se soit davantage développée que ce que l'on a rapporté dans le rapport d'évaluation de 1997.

On n'observe aucune tendance significative du pH dans 87% des lacs de l'ON ($n = 638$) et aucune de l'Alc dans 84% d'entre eux, même s'il y a davantage de pentes de régression de signe positif des deux variables (74% pour le pH et 70% pour l'Alc). Le pH a montré des tendances à la hausse dans 12% et un déclin dans le 1% des lacs restants; le cas de l'Alc est semblable, avec l'observation d'une hausse dans 15% des lacs et un déclin dans les 2% restants. Cette situation reflète en tout état de cause l'incidence rare de l'augmentation de SO_4^{2-} (ou, peut-être, du NO_3^-). La pente médiane de l'Alc de signe positif (3,1 $\mu\text{eq/L/a}$) était, en valeur absolue, plus faible que la

pente médiane négative du SO_4^{2-} (-5,0 $\mu\text{eq/L/a}$). Encore une fois, l'évolution observée diffère selon les sources de données de l'ON analysées. Dans le cas des petits lacs, dont les données proviennent du SCF, il est possible que les facteurs qui ont fait varier les concentrations en SO_4^{2-} les aient fait diminuer au point qu'elles deviennent trop faibles pour que les analyses puissent détecter des tendances positives du pH et de l'Alc. Aussi l'exercice d'exclure ces données des analyses a donné des remontées significatives du pH et de l'Alc dans respectivement 53 et 60% des 70 lacs restants. Jeffries et al. (2003b) ont aussi noté que les résultats variaient selon les sources de données utilisées. Pour leur part, cet exercice d'exclusion des données du SCF leur a permis d'observer une évolution positive du pH et de l'Alc dans respectivement 39 et 41% des lacs. Par ailleurs, le fait de disposer de deux ans de données supplémentaires sur les lacs échantillonnés par le SCF a eu pour effet d'accroître l'incidence de résultats indiquant des remontées de pH et d'Alc. Il faut souligner que la majorité des baisses observées dans les tendances de l'Alc se sont produites ailleurs que dans les petits lacs du SCF et les lacs de la région de Sudbury et du N.-E.

L'augmentation du pH et de l'Alc peut résulter de la baisse des anions acides, mais aussi de la réaction d'autres variables atténuantes, principalement les cations basiques et peut-être le COD (les anions organiques). Il y a moitié moins de lacs en ON qu'au QC qui ont montré une tendance à la baisse des cations basiques, malgré la prédominance de pentes de régression négatives observée dans les deux provinces. L'exercice d'exclure les données du SCF a eu pour effet de donner pour l'ON un patron de distribution des tendances significatives des cations basiques semblable à celui du QC, bien qu'en ON les cations basiques régressaient plus fortement dans 76% des 70 lacs représentés par les autres données, la pente médiane équivalant à -3,9 $\mu\text{eq/L/a}$. Le COD de la majorité des lacs de l'ON ne présente aucune tendance, ce résultat traduisant encore une fois la forte influence des données des petits lacs du SCF. Il y a en effet un pourcentage de lacs de l'ON (32% des lacs) beaucoup plus grand qui présentent une augmentation significative de leur COD quand on exclut les données des petits lacs, et pas de baisse significative détectée (0% des lacs). Cela signifie donc que ce sont les petits lacs échantillonnés par le SCF qui ont connu une baisse de COD (tableau 6.4), les concentrations en COD y étant généralement plus élevées. Les fluctuations climatiques qui ont influencé l'évolution du SO_4^{2-} et probablement le pH et l'Alc ont sans doute aussi influencé l'évolution d'autres processus chimiques. Hudson et al. (2003) ont montré que les radiations solaires et les précipitations en hiver (c.-à-d. non pas les dépôts acides) avaient le mieux expliqué les variations de COD dans neuf lacs relativement grands de la région M-H en ON.

On a assisté durant les années 1990 à une baisse globale des concentrations de SO_4^{2-} dans les lacs de tout le sud-est du Canada à la suite des réductions des émissions de SO_2 qui ont été appliquées en Amérique du Nord, selon les résultats des analyses de la chimie des lacs couvrant cette période. On peut de plus en plus généraliser ce résultat aux lacs des provinces de l'Atlantique, alors qu'on ne peut le faire pour les lacs de l'ON pour des raisons de configurations de paysage auxquelles les petits lacs et les plans d'eau des milieux humides sont particulièrement sensibles. Bien que le pH et l'Alc remontent selon la tendance à la hausse de plus en plus observée dans les résultats d'analyse de tendances (par rapport aux évaluations précédentes), il demeure que le résultat significatif prédominant soit l'absence de tendance, qu'on pense attribuable à la baisse concomitante des cations basiques et de SO_4^{2-} . L'augmentation de COD (anions organiques) et possiblement de NO_3 (dans quelques cas) peut atténuer l'augmentation du pH et de l'Alc dans un petit nombre de lacs.

6.3.2.2 Analyse des inventaires successifs

D. S. Jeffries, M. Gilliss et J. Dupont

Certains inventaires de lacs ont été répétés dans le temps, mais pas de façon à les rendre utilisables pour les tests non paramétriques employés dans la section précédente, par ex., dans les cas où il y a soit une seule répétition soit des répétitions à intervalles irréguliers. Néanmoins, on a pu tirer des données de ces inventaires quelque indication utile sur la façon dont la chimie des lacs a évolué au cours du temps.

L'inventaire de 39 lacs localisés dans une région sensible du sud-ouest du NB a été répété cinq fois à intervalles irréguliers entre 1986 et 2001 (Pilgrim et al., 2003). Les transformations chimiques produites entre les échantillonnages consécutifs ont été évaluées par des analyses de variance et des tests de *t* pairé. Les résultats ont corroboré les résultats des analyses des tendances rapportées ci-dessus pour TN et la NÉ. Entre 1986 et 1993, les concentrations corrigées pour le sel de mer de SO_4^{2-} , de Ca^{2+} , d'Alc et de carbone organique total (COT, semblable au COD mais non identique) ont baissé de façon notable. Malgré la diminution des concentrations des principaux anions acides, le phénomène d'acidification s'est poursuivi durant sept ans, en raison des cations basiques qui ont considérablement décliné (moyennes respectives de Ca^{2+} en 1986 et 1993: 62 et 53 $\mu\text{eq/L}$). Le SO_4^{2-} n'a pas évolué de façon significative entre 1993 et 2001, mais il a néanmoins baissé tout au cours de la période entière ($p = 0,03$; moyennes respectives de SO_4^{2-} en 1986 et 2001: 61 et 54 $\mu\text{eq/L}$). Le Ca^{2+} a augmenté de façon non significative entre 1993 et 2001, mais cela s'est traduit par une augmentation non significative du pH et une augmentation hautement significative de l'Alc ($p = 0,0001$; moyennes respectives de l'Alc en 1993 et 2001:

22 et 32 $\mu\text{eq/L}$). Même si les dépôts atmosphériques acides étaient composés de NO_3^- à 37%, ce dernier est demeuré indétectable dans les lacs au cours de la période d'inventaire. Les transformations significatives observées dans la chimie des lacs grâce à cet inventaire se sont seulement produites dans les lacs les plus sensibles à l'acidité (dont leur Alc < 40 $\mu\text{eq/L}$), ce qui corrobore les conclusions d'une étude qui a été effectuée à plus grande échelle (Skjelkvåle et al., 2001). Ces lacs avaient encore un pH < 6, le seuil de la charge critique.

On a procédé à l'inventaire d'un groupe de 46 lacs de tête du centre-nord du NB en 1984, 1998 et 2001. À l'aide des mêmes méthodes et variables que celles utilisées par Pilgrim et al. (2003), on a relevé des différences autant globales qu'entre les inventaires successifs (M. Gilliss, comm. pers.). Le SO_4^{2-} a baissé de façon significative entre 1984 et 1998 et 2001, mais a affiché une remontée significative entre 1998 et 2001. Les mêmes tendances se sont produites pour le Ca^{2+} et l'Alc. L'augmentation des concentrations entre 1998 et 2001 a été particulièrement importante (moyennes respectives du Ca^{2+} et de l'Alc en 1998 et 2001: pour le Ca^{2+} , 118 et 168 $\mu\text{eq/L}$; pour l'Alc, 117 et 183 $\mu\text{eq/L}$); cette augmentation aurait eu pour effet de faire augmenter le pH. À l'inverse, le COT a augmenté significativement entre 1984 (moyenne = 4,5 mg/L) et 1998 (moyenne = 7,6 mg/L), mais a connu une baisse significative entre 1998 et 2001 (moyenne = 5,8 mg/L). Les résultats sur l'Alc ont permis de distinguer quatre classes de valeurs. Même si dans les quatre classes l'Alc des lacs a évolué dans la même direction, l'une d'entre elles s'est distinguée des trois autres par ses valeurs de Ca^{2+} , de pH et d'Alc plus faibles (Alc < 50 $\mu\text{eq/L}$) en 2001 qu'en 1984. Les trois autres classes de lacs, moins sensibles, ont toutes affiché des valeurs plus grandes en 2001 que les valeurs mesurées en 1984.

La fonderie de Rouyn-Noranda au QC est la cause d'une grande part des émissions de SO_2 produites dans la province. Il y a eu réduction majeure des émissions (~90% par rapport à 1980) au début des années 1990. La qualité de l'eau a été mesurée dans 36 lacs de la région de Rouyn-Noranda en 1982, 1991, 1996 et 2001 (Dupont, 2004). Ces lacs représentent un sous-ensemble de l'inventaire des 64 lacs décrits par Dupont (1996); 28 lacs ont été retirés du programme d'inventaire en 1996 en raison de leur pH élevé, de leur anoxie saisonnière ou de leur distance de la fonderie. Les lacs sont de deux types: les profonds, clairs et sensibles à l'acidification, situés au sud et à l'est de Rouyn-Noranda sur les hautes-terres Laurentiennes et les peu profonds, riches en COD, situés dans les basses-terres de l'Abitibi, près de la ville et au nord de celle-ci.

On a employé le test non paramétrique des rangs signés de Wilcoxon pour savoir s'il y avait présence d'évolution significative dans les concentrations des variables entre échantillons

pairés. Les tests appliqués à la période entière (1982 à 2001) ont indiqué que les concentrations de SO_4^{2-} , de cations basiques ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) et de COD avaient baissé significativement ($p \leq 0,05$), tandis que l'Alc et le NO_3 avaient augmenté significativement. Aucun changement de pH n'a été détecté. Le sens de son évolution a par contre varié dans plusieurs cas entre deux inventaires consécutifs. Par exemple, des baisses significatives de l'Alc et du pH ont suivi les baisses de SO_4^{2-} et des cations basiques entre 1982 et 1991. Puis l'évolution de ces deux variables s'est renversée au cours de la période suivante (1991 à 1996), alors que le SO_4^{2-} est demeuré stable et que les cations basiques ont augmenté. L'augmentation de l'Alc de 1996 et 2001 a joué en faveur du maintien – noté ci-dessus – de son évolution globale positive au cours de la période 1982-2001, tandis que l'absence de tendance globale significative du pH viendrait du fait qu'il n'y a pas eu d'évolution significative du pH de 1996 à 2001. La forte diminution significative de COD survenue entre 1982 et 1991 a été suffisante pour qu'il se soit globalement maintenu à la baisse au cours de la période 1982-2001, en dépit de l'absence de changement observé entre 1991 et 1996 et d'une augmentation significative, mais faible, survenue entre 1996 et 2001.

L'augmentation des concentrations en NO_3 observée dans les lacs de Rouyn-Noranda (tous localisés à l'intérieur d'un rayon de 50 km de la fonderie) relève d'un phénomène particulier. On ne rapporte aucune augmentation des dépôts de N ou de changement de l'utilisation des terres qui permette de l'expliquer. Les autres cas d'augmentation de NO_3 rapportés au QC (Clair et al., 1995; Bouchard, 1997; Stoddard et al., 1999) – plus nombreux dans les années 1980 que dans les années 1990 – concernent des lacs localisés ailleurs que dans cette zone d'influence. En fait, les tendances à la hausse du NO_3 résultant de l'analyse de ces données ne concernent que la période 1991 à 1996.

La zone d'influence directe de la fonderie à Rouyn-Noranda s'étend jusqu'à ~125 km de celle-ci (Dupont, 1996). À l'intérieur de cette zone, neuf lacs à eau claire ont fait partie des inventaires de 1991 et des subséquents. En 1991, le pH moyen de ces lacs était de 5,4 (étendue = 4,9 à 5,7), de 5,84 en 1996 et de 6,04 en 2001 (étendue = 5,8 à 6,3).

Dans l'ensemble, les résultats des études sur la transformation chimique de l'eau obtenus à partir des analyses des inventaires successifs concordent avec les tendances qui ont été présentées dans la section précédente. Ces inventaires successifs représentent l'alternative économique aux fréquents échantillonnages qu'exigent les analyses des tendances, même s'ils ne peuvent fournir toute l'information nécessaire pour déterminer les causes des transformations, par ex., réduction des dépôts acides, variations climatiques, etc.

6.3.2.3 La paléolimnologie

A. M. Paterson et J. P. Smol

Les données de paléolimnologie peuvent pallier le manque de données historiques ou de suivi dans les études sur l'évolution à long terme de la qualité de l'eau qui résulte des apports atmosphériques d'acides forts et autres facteurs de stress (Smol, 2002). Au cours des deux dernières décennies, les techniques de paléolimnologie ont été employées dans toute l'Amérique du Nord et l'Europe dans l'étude du phénomène d'acidification des lacs et de leur rétablissement (Charles et al., 1989; Smol et al., 1998; Battarbee et al., 1999; Smol, 2002). Les activités de recherche en ce sens ont atteint un sommet à la fin des années 1980 pour ensuite diminuer considérablement. Nous vous présentons quelques résultats issus de l'application au Canada de ces techniques et en comparons quelques-uns avec les résultats d'études de lacs du nord-est des É.-U. qui ont été publiés après la publication du rapport d'évaluation de 1997.

De nombreuses études paléolimnologiques récentes ont porté sur l'évolution du rétablissement des écosystèmes aquatiques qui était censée suivre la réduction des retombées atmosphériques d'acides forts. L'évolution a généralement été étudiée en rapport avec les processus qui se sont déroulés dans des conditions naturelles ou des conditions qui existaient avant l'apparition du phénomène d'acidification. Par exemple, la comparaison de lacs acidifiés du parc des Adirondacks, New York, et de Sudbury, ON, a révélé des différences dans leur taux et degré de rétablissement respectifs, les lacs de Sudbury montrant plus de signes de rétablissement que ceux du parc des Adirondacks (Smol et al., 1998; Majewski et Cumming, 1999; Snucins et al., 2001). On a principalement attribué ces différences aux réductions de retombées atmosphériques de SO_4^{2-} qui ont été plus importantes à Sudbury et au pH des lacs environnants plus élevés au cours de la période préindustrielle, ce qui laisse supposer que les lacs qui ont un pouvoir tampon naturellement élevé peuvent se rétablir plus rapidement après que les retombées atmosphériques ont été réduites (Smol et al., 1998).

Le rétablissement chimique des lacs peut être entravé par les interactions qui peuvent survenir dans les retombées acides entreposées dans les milieux humides soumis à des conditions climatiques changeantes. Faulkenham et al. (2003) ont examiné les données de sédiments de deux lacs du centre de l'ON, dont les bassins versants présentaient des caractéristiques semblables, sauf pour ce qui est de leur proportion en milieux humides. Le lac appartenant au bassin versant qui renfermait davantage de superficies en milieux humides avait une plus grande variabilité d'assemblages de diatomées établis au cours des ~200 dernières années. On a attribué une part de cette variabilité à la nature de la composition chimique des lacs des

20 dernières années, attribution donnée par l'examen des communautés de diatomées effectué à l'échelle de résolution annuelle. Une autre part de la variabilité (10%) résulterait des interactions complexes produites entre les composés chimiques de l'eau et les retombées acides en présence de conditions climatiques changeantes (toujours pour ce lac entouré de beaucoup de milieux humides); cette part de variabilité équivaut à 1% pour l'autre lac à l'étude. Les transformations chimiques de l'eau des lacs induites par la réacidification déclenchée par les sécheresses créeraient des impacts sur les communautés d'algues dans les cas de lacs dont le bassin versant serait doté d'un certain pourcentage de milieux humides (Faulkenham et al., 2003).

En plus du pH, d'autres variables ont aussi été examinées dans le cadre d'études récentes portant sur l'impact des dépôts acides et du rétablissement des lacs sur la qualité de l'eau. Malgré l'établissement de preuves selon lesquelles de nombreux lacs de Sudbury se sont rétablis, les concentrations de Ca^{2+} y sont demeurées faibles, comparativement aux teneurs qui existaient avant le phénomène d'acidification (Keller et al., 2001b). La reconstitution paléolimnologique du Ca^{2+} qui a été établie dans six lacs de Sudbury permet de penser que les baisses des concentrations auraient commencé à se produire au début ou au milieu des années 1900 (le grillage du minerai à la surface du sol a commencé dans le secteur de Sudbury à la fin des années 1800). Ces baisses survenues très progressivement ont été considérables (75 $\mu\text{eq/L}$ ou 46%) par rapport aux concentrations préindustrielles estimées. En plus de la lente déplétion des cations basiques estimée dans les sols des bassins versants et la déplétion provoquée par les années de retombées atmosphériques – qui étaient parfois extrêmement acides – d'autres facteurs peuvent avoir contribué à la déplétion du Ca^{2+} , notamment les changements climatiques, l'exploitation forestière et les exigences nutritionnelles de la régénération (Keller et al., 2001b).

Les techniques de paléolimnologie ont aussi été utilisées pour déterminer comment les teneurs en COD dans les lacs avaient évolué depuis l'époque préindustrielle. Dixit et al. (2001) ont étudié trois lacs du parc Killarney localisés en ON. Ils ont utilisé un modèle basé sur les diatomées, modèle qu'ils ont calibré avec des données de 80 lacs de la région de Sudbury. Ils ont inféré de l'acidification produite sur des décennies que la baisse significative des concentrations de COD lui était attribuable et, conséquemment l'augmentation de la pénétration de la radiation UV-b observée dans deux des lacs (Dixit et al., 2001).

Les méthodes de paléolimnologie ont aussi servi à déterminer les impacts de l'acidification sur toute la communauté d'algues lacustres. L'écologie des algues de six lacs acidifiés du parc

Killarney et d'un lac délibérément acidifié de l'ELA localisé en ON a été étudiée par l'analyse des pigments présents dans les sédiments (Leavitt et al., 1999; Vinebrooke et al., 2002). On y a trouvé des similarités intéressantes entre les deux études malgré leur différence d'échelle et leur processus d'acidification différent. Dans les deux études, les réactions des organismes étaient cohérentes avec la réduction de COD et l'augmentation de la limpidité de l'eau, deux processus qui ont fait augmenter la biomasse des phytoflagellés en eau profonde. Dans le lac intentionnellement acidifié, les effets combinés de l'évolution du pH et de l'irradiance ont expliqué 20% de la variation des pigments dans les sédiments (Leavitt et al., 1999).

On a aussi amélioré les modèles de prévision de l'évolution des variables de l'environnement liée au phénomène d'acidification et de rétablissement. Dans la région de Sudbury, l'ajout de 33 lacs à la base de données de calibration a amélioré la capacité du modèle d'inférer le pH de l'eau des lacs à partir des assemblages de diatomées et de chrysophytes écailleuses préservées dans les sédiments accumulés (Dixit et al., 2002). Il existe maintenant des modèles d'inférence pour prévoir le pH de l'eau des lacs du centre de l'ON à partir des diatomées (Hall and Smol, 1996), des kystes de chrysophytes (Wilkinson et al., 1999) et des assemblages de chrysophytes écailleuses (Paterson et al., 2002). Paterson et al. (2001) ont aussi testé un modèle multi-indicateurs de prévision du pH qui fait appel à l'usage simultané de plusieurs indicateurs phycologiques. Ce modèle s'est révélé tout aussi valable – voire plus performant – que les méthodes d'estimation individuelles qui ont été utilisées pour prévoir l'évolution du pH de 53 lacs à l'étude dans le centre de l'ON.

6.3.2.4 La relation entre l'évolution des dépôts atmosphériques et la réaction des eaux de surface

D. S. Jeffries

Les mesures de réglementation ont mené à des réductions considérables des émissions de SO_2 au Canada et aux É.-U. (chapitre 2; Jeffries et al., 2003a). Les émissions nord-américaines sont maintenant de ~40 % plus faibles qu'en 1980, ce qui équivaut à une réduction plus importante que les objectifs de réduction recommandés dans l'Accord Canada-É.-U. sur la qualité de l'air. En 1997, les émissions canadiennes de SO_2 ont été de 18% et de 24% inférieures aux objectifs de réduction fixés pour les territoires respectifs du Canada et de sa partie est. Le SO_2 émis aux É.-U. a été de 23% inférieur au seuil de 1997 accordé; des réductions futures seront appliquées en vertu de la phase II du Programme de lutte contre les pluies acides aux É.-U. Bien que l'oxyde d'azote (NO_x) émis présente une potentialité acidifiante, les initiatives stratégiques pour contrôler ses émissions au Canada et aux É.-U. n'ont visé que la réduction des concentrations de smog à l'échelle locale.

Comparativement aux concentrations de SO_2 émises, les émissions nord-américaines totales de NO_x ont peu changé (en fait, elles ont légèrement augmenté) au cours des deux dernières décennies.

La réduction d'émissions acidifiantes opère généralement des changements dans la chimie des précipitations. Environnement Canada (1997) a étudié l'évolution de la chimie des précipitations par l'analyse des données des stations du Réseau canadien de surveillance des précipitations acides (RCSPA) à l'est du Manitoba (la période est comprise entre les années 1980 et 1994). Il y a eu une diminution significative des concentrations de SO_4^{2-} dans les précipitations collectées dans 12 des 14 stations de surveillance; les concentrations de NO_3 n'auraient pas évolué aussi clairement (tendance à diminuer dans 5 cas, à monter dans trois cas et aucune tendance relevée dans six cas). L'ajout de données plus récentes aux analyses de tendances présentées au chapitre 3 confirme ces résultats généraux.

Puisque le SO_4^{2-} des retombées constitue l'agent acidifiant principal au Canada, le réduire des précipitations marque le premier pas vers le rétablissement chimique des eaux de surface réceptrices. Cependant, il reste à savoir si cette mesure produit des effets directs sur la chimie des eaux de surface. Autrement dit, il serait souhaitable que les valeurs de réduction des concentrations de SO_4^{2-} contenues dans les précipitations soient comparables, en valeur absolue, aux réductions mesurées dans les eaux de surface, parce que les retombées sèches et l'évapotranspiration ont aussi pour effet de hausser les concentrations dans les eaux de surface. Skjelkvåle et al. (sous presse) ont essayé de corriger les valeurs mesurées dans les lacs concernant cet effet en comparant les pentes des tendances du SO_4^{2-} dans les précipitations et dans les eaux des lacs de 12 régions de l'Europe et du nord-est de l'Amérique du Nord. Les pentes montraient des taux de diminution du SO_4^{2-} plus faibles dans les eaux de surface que dans les retombées atmosphériques, traduisant ainsi la réaction différée des eaux de surface et ce, pour toutes les régions étudiées en Amérique du Nord et en Europe (à l'exception d'une). Les chercheurs ont émis l'hypothèse que cette réaction différée puisse s'expliquer par la désorption du SO_4^{2-} des sols des bassins versants, résultant de l'accumulation progressive dans les sols du SO_4^{2-} atmosphérique, qui se serait produite tout au cours du siècle dernier. Le soufre stocké dans les sols, puis drainé vers les eaux de surface aurait eu pour effet de ralentir le taux de réduction de SO_4^{2-} attendu à la suite des réductions des émissions. L'exception relevée dans les résultats concerne la région du haut du Midwest des É.-U., où il y a afflux d'eau souterraine dans la majorité des lacs, par conséquent où les concentrations de soufre accumulés dans le sol ne produiraient qu'un effet mineur sur les quantités mesurées dans l'eau.

Le phénomène de désorption de l'anion SO_4^{2-} de la surface des particules de sol est causé par le déséquilibre électrochimique qui s'y serait produit à la suite du déclin des entrées de SO_4^{2-} (voir le chapitre 5). Cependant, il existe aussi d'autres puits (ou sources) de S réduit dans les bassins versants, par ex., les sols et les milieux humides renferment des composés de S dans la matière organique et les compartiments anaérobiques, où logent des sulfures minéraux de fer ou de manganèse précipités. Le développement des conditions adéquates pour l'oxydation du S réduit favorable à la mobilisation du SO_4^{2-} est un autre processus qui pourrait expliquer les teneurs en SO_4^{2-} mesurées dans les eaux de surface par rapport aux teneurs immédiates attendues à la suite de la réduction des retombées atmosphériques. En effet, les résultats d'études isotopiques montrent que le SO_4^{2-} exporté des bassins versants subit, plus souvent qu'autrement, des transformations géochimiques au cours desquelles il se produit de la réduction et de la réoxydation (Caron et al., 1986; Schiff et al., sous presse). Les phénomènes climatiques sont généralement en cause dans le déclenchement de tels processus de réoxydation (des observations à ce sujet sont discutées à la section 6.3.2.5 ci-dessous).

Dillon et al. (2003) ont étudié l'évolution des concentrations de SO_4^{2-} dans neuf lacs de la région de M-H du centre-sud de l'ON, liée aux retombées atmosphériques et au climat de la période 1980-1990. Deux patrons d'évolution chimique synchronisés distinguent les neuf lacs étudiés. Le temps de renouvellement de l'eau semble avoir été un caractère de différenciation, mais pas pour tous les lacs. En théorie, un lac qui renouvelle son eau lentement devrait réagir plus lentement aux réductions des retombées atmosphériques qu'un lac au taux de renouvellement rapide. Malgré cela, les patrons moyens de SO_4^{2-} étaient très semblables entre les deux groupes distingués. Dans les deux groupes, la réaction des lacs à la réduction des retombées de SO_4^{2-} s'est révélée indépendante de leur degré ou sensibilité à l'acidification. Des modèles ont permis de déterminer les facteurs en cause dans l'évolution des concentrations de SO_4^{2-} dans les lacs. Dillon et al. (2003) ont trouvé qu'en ajoutant aux données de retombées atmosphériques de SO_4^{2-} le facteur « climat régional ou global » (par ex., les indices d'oscillation australe d'El Niño et d'oscillation Nord Atlantique), les prévisions s'en trouvaient améliorées. Les facteurs climatiques à grande échelle, en influençant les divers processus qui ont cours dans les lacs et les bassins versants, se trouvent par le fait même à influencer le temps de réaction des écosystèmes aquatiques aux apports de SO_4^{2-} .

6.3.2.5 Les facteurs autres que les retombées atmosphériques en cause dans l'évolution chimique des lacs

D. S. Jeffries, T. A. Clair, S. Couture, P. J. Dillon, J. Dupont, W. Keller, D. K. McNicol et M. A. Turner

Dans beaucoup de lacs canadiens, on a observé que le déclin des concentrations de SO_4^{2-} s'était davantage traduit par le déclin partiel ou total des cations basiques plutôt que par l'augmentation du pH ou de l'Alc (Mallory et al., 1998; Keller et al., 2001b; Jeffries et al., 2002), un phénomène aussi observé en Europe et aux É.-U. (Stoddard et al., 1999; Lawrence et al., 1999; Skjelkvåle et al., sous presse). Dans de tels cas, non seulement les lacs n'arrivent plus à se rétablir, mais ils deviennent aussi plus dilués. On a même rapporté que quelques lacs du Canada avaient continué à s'acidifier après avoir connu un déclin de SO_4^{2-} . Il s'agissait en partie de lacs dont le taux de déclin des cations basiques dépassait celui du SO_4^{2-} (Couture, 1995; Jeffries et al., 2002; Houle et al., 2004; Skjelkvåle et al., sous presse).

Le processus de déclin des cations basiques observé correspond dans une certaine mesure au processus chimique constitutif du modèle conceptuel reconnu d'acidification des écosystèmes (voir Norton et Veselý, 2003). En absence de retombées acides, la concentration des cations basiques dans les cours d'eau reflète l'équilibre dans lequel se maintiennent les processus d'approvisionnement des bassins versants (surtout issus de l'altération des minéraux primaires – un processus cinétiquement lent – et aussi par les retombées atmosphériques) avec les processus de prélèvement ou d'exportation (lessivage par percolation de l'eau des précipitations). La concentration de cations basiques dans les cours d'eau varie inversement avec le débit. Les réserves des sols de cations basiques facilement échangeables revêtent une importance capitale dans cet équilibre parce qu'elles sont énormes par rapport aux flux des entrées et des sorties. Or, la présence d'acides forts dans les retombées atmosphériques a pour effet d'entamer ces réserves en les lessivant (Likens et al., 1996, 1998). En effet, dans les régions affectées par les retombées acides, on observe davantage d'augmentation de cations basiques dans les eaux de décharge que de réduction du pH ou de l'Alc. Seuls les écosystèmes qui possèdent de petites réserves de cations basiques (par ex., ceux qui ont des sols très minces ou pas du tout) s'acidifient immédiatement (l'eau de la décharge a des concentrations élevées en H^+ et en aluminium). Si les précipitations demeurent acides suffisamment longtemps, les réserves du sol en cations basiques échangeables finiront par s'épuiser à un point tel que la concentration de cations basiques lessivés dans les cours d'eau déclinera et l'eau deviendra ainsi plus acide.

Il semble que l'état de la majorité des écosystèmes aquatiques canadiens se trouve être entre les deux états décrits ci-dessus. Beaucoup de lacs sont acidifiés (leur Alc a baissé par rapport aux conditions d'origine), mais pas encore acides (leur Alc n'est pas passée sous la valeur zéro; voir la section 6.3.1.2); les tendances à la baisse des cations basiques traduisent la diminution des apports d'acides atmosphériques. Par ailleurs, leurs réserves en cations basiques échangeables ont baissé mais ne sont pas encore épuisées. La question est donc de savoir ce qu'il adviendra de la perte de cations basiques à la décharge à mesure que l'acidité des retombées diminuera. La seule information factuelle que nous possédons pour répondre à cette question provient d'une étude qui a été menée dans six lacs du secteur de Sudbury sur la reconstitution paléolimnologique de l'évolution du Ca^{2+} (Keller et al., 2001b). Cette étude a montré qu'après avoir augmenté faiblement au début, les concentrations de Ca^{2+} se sont progressivement mises à baisser entre le début et le milieu des années 1900 (les émissions locales de SO_2 ont débuté à la fin des années 1800) pour atteindre des concentrations d'environ la moitié de ce qu'elles étaient à l'époque préindustrielle. Le modèle conceptuel d'acidification prévoit que les concentrations baisseront sous ces concentrations préindustrielles, puis remonteront seulement lorsque les sols auront reconstitué leurs réserves de bases échangeables par l'altération. Étant donné que l'altération est un processus lent, il est irréaliste de penser que nous retrouverons à court terme les conditions chimiques préindustrielles qui existaient dans les eaux de décharge (il faut plutôt penser en termes de décennies ou de siècles). Il est à noter que les processus chimiques décrits dans le modèle conceptuel sont bien entendu très simplifiés. D'autres facteurs viennent introduire de la variabilité dans la relation « cations basiques — SO_4^{2-} », par ex., la nature des sols d'origine glaciaire du Bouclier canadien, leur profondeur et leur développement génétique, la présence de milieux humides, la baisse de retombées atmosphériques de cations basiques (Sirois et al., 2001) et d'autres facteurs de stress externes tels que les changements du climat et d'affectation des terres.

Le temps que requiert chaque lac pour recouvrer son équilibre sous des conditions de retombées minimales de SO_4^{2-} diffère de l'un à l'autre. Les lacs qui mettent beaucoup de temps à renouveler leur eau devraient manifestement mettre plus de temps à rétablir leur équilibre par rapport aux lacs dont le temps de renouvellement de l'eau est court. Et pourtant, même quand nous tenons compte du renouvellement de l'eau, l'établissement de bilans massiques de SO_4^{2-} indique que les entrées de la portion terrestre du bassin (par les cours d'eau) et les sorties par la décharge des lacs dépassent les retombées atmosphériques de SO_4^{2-} (Eimers et Dillon, 2002; Eimers et al., 2004). Cela dit, il faut mentionner d'autres sources de SO_4^{2-} susceptibles d'émaner de la portion terrestre du bassin versant: 1) le SO_4^{2-} désorbé des



sols forestiers ou mobilisé par la minéralisation des composés organiques 2) le SO_4^{2-} produit par l'oxydation et la mobilisation du S réduit stocké dans les milieux humides et au bord des cours d'eau, etc. 3) le SO_4^{2-} possiblement produit par l'oxydation

des minéraux sulfurés présents dans la roche en place (Evans et al., 1997; Mitchell et al., 2001b; Eimers et al., 2004). La présence de ces sources dépend de la configuration topographique du bassin, de la répartition spatiale des types forestiers, des milieux humides et des types de sols – leur profondeur, leurs propriétés chimiques etc. Les perturbations majeures qui surviennent à l'échelle du bassin versant peuvent générer du SO_4^{2-} , par ex., le passage d'incendies forestiers qui a fait augmenter les concentrations de SO_4^{2-} dans le lac Rawson à la fin des années 1970 et au début des années 1980 (voir la figure 6.10). À savoir si l'évolution des entrées et des sorties de SO_4^{2-} signifieraient que le lac évolue vers du rétablissement mesurable, cela dépend encore de l'ampleur des réductions des retombées atmosphériques. Dans les cas où l'ampleur des réductions est importante, par ex., autour de Sudbury et de Rouyn-Noranda, le SO_4^{2-} et le pH changent rapidement, il y a peu de doute que le rétablissement qui s'y produit en est la conséquence directe (par ex., le lac Clearwater à la figure 6.10). Dans les cas où l'ampleur des réductions des retombées est plus faible, les autres facteurs qui influencent dans les lacs l'équilibre entre les entrées et les sorties de SO_4^{2-} peuvent entraver les processus chimiques, retardant du coup leur rétablissement de quelques années, voire des décennies.

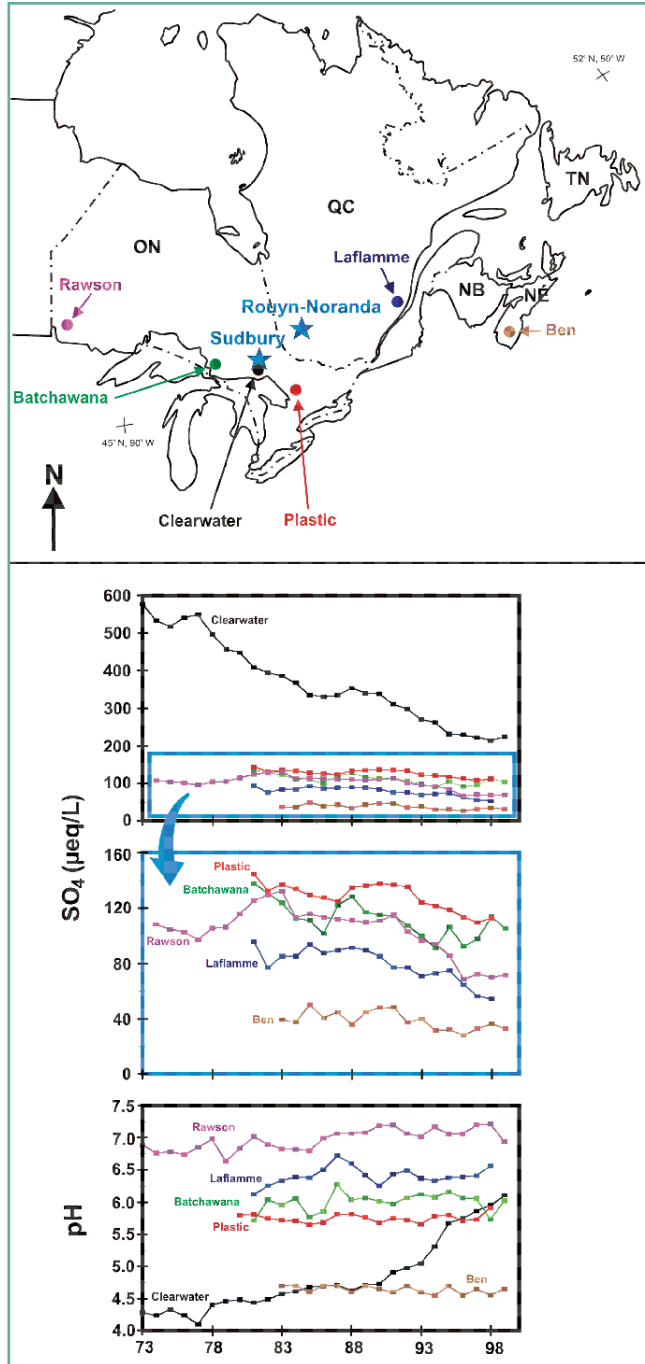


Figure 6.10: Valeurs moyennes annuelles de SO_4^{2-} et du pH mesurées dans six lacs dans le sud-est du Canada. La localisation des lacs est indiquée sur la carte, ainsi que celle des fonderies de Sudbury, ON, et de Rouyn-Noranda, QC. Adapté de Jeffries et al. (2003b).

Les périodes de sécheresse ont particulièrement influencé l'exportation de SO_4^{2-} des lacs de l'ON (Yan et al., 1996; Dillon, 1997; Jeffries et al., 2002). On a émis le postulat selon lequel l'abaissement de la nappe phréatique ou du niveau des lacs favoriserait l'assèchement des sols des milieux humides ou des sédiments de la zone littorale créant du coup des conditions propices à l'oxydation des composés de S réduit. L'évaluation de la géochimie des isotopes du soufre et de l'oxygène du SO_4^{2-} dans les cours d'eau des bassins versants de Turkey Lakes (TL) a confirmé que les pics de concentrations postsécheresses résultaient de ce phénomène (Schiff et al., sous presse). Lorsque ces milieux se sont réhumectés, l'exportation du SO_4^{2-} libéré a produit l'un ou l'autre des deux phénomènes suivants: de l'acidification passagère de l'eau lorsque le H^+ était l'un des cations le plus co-exporté ou l'élévation des concentrations de SO_4^{2-} (par rapport aux teneurs de présécheresse) sur une période prolongée lorsque le Ca^{2+} , en tant que cation compensateur de charge, était en plus grande concentration. Les augmentations des concentrations annuelles moyennes de SO_4^{2-} au milieu des années 1970 dans le lac Clearwater et à la fin des années 1980 et 1990 dans les lacs Batchawana, Clearwater et Plastic Lake (figure 6.10) ont toutes été attribuées à la sécheresse (Jeffries et al., 2003a). Les périodes de sécheresse ont eu pour effet de retarder le rétablissement des lacs. Des travaux sont en cours pour déterminer la nature des réserves de S, leur ampleur et leur accessibilité pour l'évaluation du potentiel à long terme de ce facteur de stress sensible au climat. Dans les bassins versants des lacs Batchawana et Plastic Lake, Eimers et al.

(2003) ont démontré que les pics de SO_4^{2-} observés dans les cours d'eau après les périodes de sécheresse provenaient vraisemblablement de la tourbe accumulée dans les basses terres et de la couverture morte des sols bien drainés.

Les périodes de sécheresse influencent aussi le phénomène d'acidification. Laudon et al. (2004) ont appliqué le modèle ADM (ANC Dilution Model; Laudon and Bishop, 1999) à 311 périodes hydrologiques provoquées par des précipitations dans neuf cours d'eau d'amont localisés dans les stations de recherche de Dorset et de Turkey Lakes en ON. L'augmentation des concentrations de SO_4^{2-} dans les cours d'eau a été de loin le phénomène en cause dans les baisses de CNA enregistrées. La baisse de CNA a été fortement corrélée avec la décharge antécédente en eau, ce qui signifie que l'acidification périodique qui survient durant les événements de fortes pluies est fortement associée à la sécheresse qui les précède.

À mesure que les dépôts de SO_4^{2-} diminuent, l'importance relative de l'acidification provoquée par les retombées de N atmosphérique augmente. Entre 1982 et 1992, on a observé que la CNA du lac Laflamme au QC avait décliné, malgré le fait que les apports de SO_4^{2-} avaient entre-temps commencé à diminuer (autour de 1986) (figure 6.10). Ce déclin a été attribué à l'effet combiné de la déplétion des cations basiques et de l'augmentation du NO_3^- (Couture, 1995). On a aussi observé que le NO_3^- avait augmenté dans l'eau souterraine et dans quelques stations d'échantillonnage de l'eau de surface dans le bassin versant de TL (cf. le lac Batchawana à la figure 6.10), bien que cette augmentation n'ait eu qu'une influence mineure sur l'état d'acidité de ces eaux (Jeffries et al., 2002). On pense qu'aux lacs Laflamme et Turkey Lakes, les augmentations de NO_3^- mesurées ont probablement été plus reliées aux conditions changeantes des forêts (et peut-être aux variations climatiques) qu'aux quantités de polluants atmosphériques retombés. Cette interprétation ne peut expliquer toutefois l'augmentation de NO_3^- qui a été mesurée dans les lacs situés autour de la fonderie de Rouyn-Noranda entre 1982 et 1996 (voir la section 6.3.2.2). La question de savoir si les dépôts atmosphériques de N dans l'est du Canada empêchent le pH et l'Alc de remonter demeure ouverte.

Les processus de génération interne d'Alc dépendent de facteurs qui peuvent aussi exercer une influence sur l'acidification des lacs ou sur leur rétablissement. La génération interne d'Alc (GIA) dans les lacs augmente généralement avec le temps de renouvellement de l'eau. La réduction du SO_4^{2-} (Evans et al., 1997), la dénitrification, l'échange ionique à l'interface eau-sédiments (Cook et al., 1986) et l'assimilation de COD sont autant de processus impliqués dans la GIA. La déplétion du fer dans l'eau, nécessaire à la formation de composés sulfurés insolubles, est un autre processus connu pour réduire la GIA (Carignan, 1989). La réduction de la GIA semble dépendre en partie de la gravité de

l'acidification. Le cas de l'expérience menée avec le lac 302S de l'ELA a montré que sous un pH de 5, les processus de la GIA s'en trouvaient compromis, tandis qu'à pH 5,1, les processus de la GIA dans le lac 223 n'avaient pas été entravés. La diminution de la capacité biogéochimique interne d'un lac à tamponner l'acidité signifie que le pouvoir acidifiant des entrées d'acidité est plus efficace durant la période de rétablissement du lac que durant son acidification.

6.4 LE BIOTE AQUATIQUE

Dans le rapport d'évaluation de 1997, on a présenté la large gamme d'effets que l'acidification avait causés sur les écosystèmes d'eau douce, venant du coup confirmer les conclusions des évaluations précédentes, en plus de permettre d'étendre leur portée (Schindler, 1988; Longcore et al., 1993; CCRS, 1990). Les effets de l'acidification rapportés dans l'évaluation de 1997 comprenaient 1) la réduction de la diversité taxonomique des algues et des invertébrés 2) la réduction de l'abondance des poissons et amphibiens et de leur distribution et 3) les impacts ainsi créés sur les oiseaux aquatiques par la perturbation de leur réseau trophique. Les réseaux trophiques dans les lacs endommagés par l'acidité deviennent plus élémentaires; un seul biote tolérant à l'acidité les domine généralement. Les effets combinés de 1) conditions chimiques défavorables 2) la disparition de taxons sensibles à l'acidité, 3) la perte d'espèces de proies préférées, 4) la réduction de la valeur nutritionnelle des proies restantes et 5) des effets écotoxicologiques générés (par ex., la toxicité attribuable aux métaux) étendent la portée des effets de l'acidification sur les producteurs primaires (par ex., les algues) jusqu'à des niveaux trophiques supérieurs (par ex., les poissons, les oiseaux aquatiques).

Les effets de l'acidification sur les lacs et les milieux humides précédemment rapportés ont continué d'être étudiés. Nous présentons dans cette section les effets de l'acidité sur les invertébrés, les oiseaux aquatiques et le saumon atlantique (*Salmo salar*) et les effets de la toxicité du mercure sur les espèces sauvages aquatiques qui vivent dans les habitats acidifiés. On y présente aussi de nouvelles observations sur la réaction à l'acidité des communautés de crustacés du littoral et de plusieurs taxons individuels de macroinvertébrés. L'étude de l'évolution des indicateurs de populations d'oiseaux aquatiques et les essais sur la modélisation d'habitats de poissons de petite taille et d'oiseaux aquatiques ont livré des résultats qui nous ont permis de mieux connaître les effets de l'acidification et d'estimer avec plus de justesse les patrons de rétablissement. Les discussions en rapport avec les groupes d'organismes vivants ciblés dans les études portent ici sur les effets de l'acidification sur eux ou sur les méthodes d'estimation des indicateurs biologiques d'acidification et de rétablissement. Au chapitre suivant



(Régénération des écosystèmes aquatiques), ces groupes biologiques sont discutés par rapport aux changements qu'ils subissent en simultané avec la chimie de l'eau.

6.4.1 Les algues benthiques

R. C. Weeber

Les algues benthiques comprennent les assemblages du périphyton, de l'épipélon et des métaphytes qui contribuent souvent de façon importante à la production primaire globale des lacs du Bouclier canadien sensibles à l'acidité. Les algues benthiques qui croissent attachées aux plantes, aux pierres, au bois et aux sédiments constituent une source alimentaire importante pour les invertébrés herbivores, les larves amphibiennes et les poissons, qui à leur tour alimentent les niveaux trophiques supérieurs. Ces communautés – généralement dominées par les diatomées, les algues vertes et les cyanobactéries – jouent un rôle dans le cycle des éléments nutritifs et le maintien des niveaux trophiques. Elles réagissent aux fluctuations de l'acidité, de la disponibilité des éléments nutritifs, au broutement et à la pénétration de la lumière (Kalf, 2002).

Les travaux que Vinebrooke (1996) a effectués dans le secteur de Killarney au nord-est de l'ON ont montré que l'acidification avait eu pour effet de supprimer la biomasse et la diversité des algues comestibles dans la frange littorale des lacs du Bouclier canadien, habituellement hautement productive. Les brouteurs ont exercé sur ces algues une pression supplémentaire, qui s'est répercutée

sur la biomasse algale et la composition des communautés, mais seulement dans les lacs quasi neutres, observations que les travaux de Graham et Vinebrooke (1998) ont par la suite corroborées. Vinebrooke (1996) a rapporté que les algues du périphyton vivant dans de l'eau à faible acidité avaient cessé de croître lorsqu'on les avait transplantées dans de l'eau à forte acidité (de pH de 6,3 à un pH < 5). L'inverse n'a cependant pas été observé. Les algues vivant dans de l'eau très acide transplantées dans de l'eau faiblement acide n'ont pas plus crû, même après y avoir séjourné un mois. Quand les algues ont été transplantées dans des lacs d'acidité différente, leur biomasse globale n'a pas changé, mais la composition taxonomique de la communauté transplantée s'est modifiée rapidement pour ressembler aux communautés déjà présentes (Vinebrooke, 1996). Ces résultats, qui ont été corroborés par des recherches subséquentes (Vinebrooke et Graham, 1997; Graham et Vinebrooke, 1998), laissent croire que dans un gradient d'acidité, ce ne sont pas les mécanismes de dispersion du périphyton qui semblent limiter sa capacité de colonisation, mais plutôt les conditions de son nouvel habitat. La diminution de la production primaire induite par l'acidification semble être reliée à la compétition pour le CID, lequel tend à baisser avec l'acidification (Vinebrooke et Graham, 1997; Graham et Vinebrooke, 1998). En plus de l'acidité, le pouvoir tampon, l'aluminium (Al³⁺) et la disponibilité du CID et du COD influencent la composition en espèces du périphyton le long de la frange littorale des lacs boréaux (Vinebrooke et Graham, 1997) (figure 6.11).

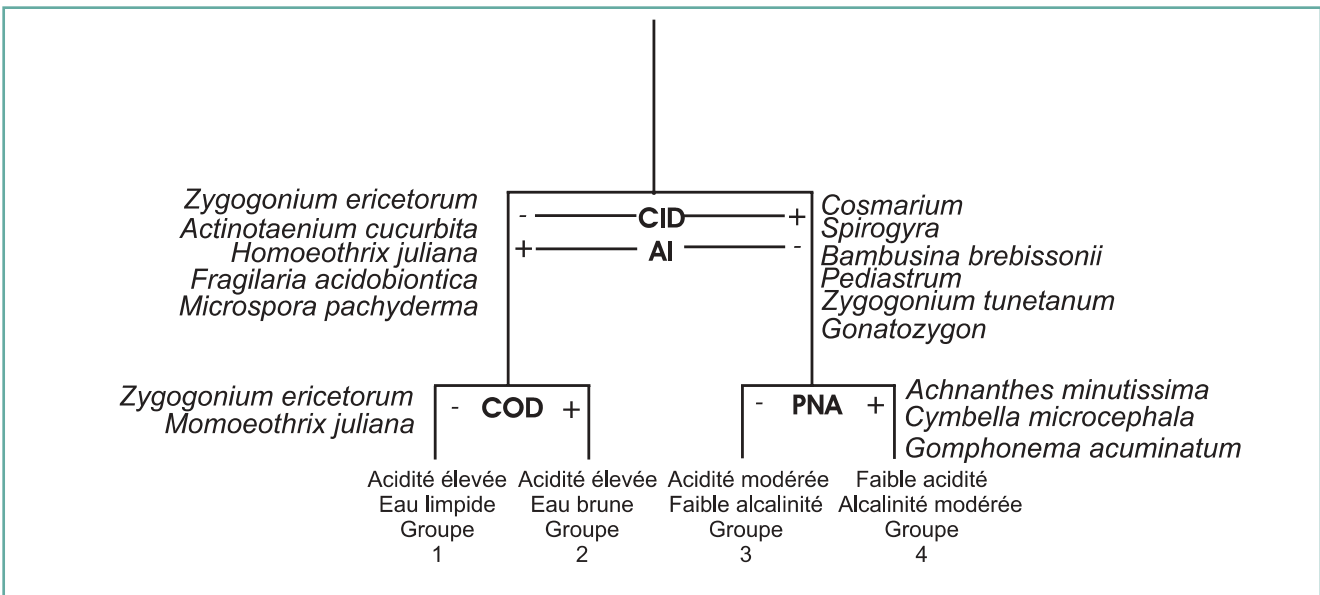


Figure 6.11. Classification des groupes de lacs, identification des taxons de périphytons indicateurs et variables environnementales discriminantes clés d'après une analyse COINSPAN des valeurs log10 des biovolumes des taxons avec les valeurs log10 des données de chimie de l'eau. Les données ont été collectées en 1992 dans 15 lacs de faible pH (3,9-6,3) à Killarney au nord-est de l'Ontario. Adapté avec la permission de Vinebrooke et Graham (1997).

Contrairement à ce qu'on a pu observer des algues vivant dans des lacs chroniquement acidifiés de Killarney, la composition en espèces des algues périphtiques du lac 302S, un lac expérimentalement acidifié de la région des lacs expérimentaux (ELA), s'est modifiée; la biomasse totale résultante s'est stabilisée malgré la diminution du pH (qui est passé de 6,8 à 4,5) et la perte de diversité d'espèces de près de 70% (Vinebrooke et al., 2003). Cependant, on n'a plus noté de photosynthèse avec l'augmentation de l'acidité et la baisse du COD dans ce lac, ce qui laisse supposer que la biomasse perdra à long terme sa stabilité sous des conditions d'acidité élevée (voir aussi la section 7.4.3.3.1).

Les observations réalisées sur les carottes de sédiment des lacs de Killarney permettent de supposer que la structure de la communauté algale du lac a dû subir de profondes modifications spatiales à la suite des décennies d'acidification (Vinebrooke et al., 2002). Autant d'années d'acidification auraient eu pour effet de favoriser le développement des algues métaphytes dans les habitats littoraux et de favoriser les phytoflagellés dans les habitats en eau profonde. Cette restructuration des communautés d'algues semble être attribuable à la réduction du COD induite par l'augmentation de l'acidité, réduction qui aurait favorisé la pénétration de la lumière dans les zones en eau profonde. La réduction du broutage d'algues par certains brouteurs sensibles à l'acidité (par ex., les copépodes et les cladocères) – diminuant du coup la pression sur les algues – peut être en cause dans le développement des communautés d'algues.

Des observations récentes ont indiqué qu'il serait fort probable que l'acidification des lacs et les transformations chimiques et physiques qui y sont reliées créeraient des impacts importants sur la composition et le développement des communautés d'algues benthiques. Il est fort probable aussi que l'affaiblissement de cette importante communauté de producteurs primaires soit particulièrement grave si l'acidification devient extrême ou chronique.

6.4.2 Les invertébrés

R. C. Weber, M. F. Bowman, R. W. Brook, L. Champoux, W. Keller, D. A. Kirk, S. Legare, S. MacPhee, D. K. McNicol, R. A. Reid, E. Snucins et K. M. Somers

On a rapporté dans le rapport d'évaluation de 1997 les effets que produisait l'acidification sur une large gamme de taxons et de communautés d'invertébrés. L'acidification des lacs est associée à la perte de diversité d'espèces de zooplancton et de macroinvertébrés et à la disparition de nombreux taxons de macroinvertébrés riches en calcium. L'acidité des lacs constitue le facteur de stress auquel les communautés d'invertébrés sont

le plus sensibles. Cependant, d'autres facteurs influencent leurs réactions à l'acidité: l'état nutritionnel du lac, ses caractéristiques physiques, les concentrations en métaux toxiques, la présence et la composition des communautés de poissons. Les communautés d'invertébrés subissent fortement l'influence des espèces de poissons présentes dans le lac. Or l'acidification peut faire disparaître certaines espèces comme en favoriser d'autres, telles que de gros insectes prédateurs, des espèces tolérantes à l'acidité et des groupes fonctionnels déchetueurs plutôt que brouteurs.

Dans la section ci-dessous, nous présentons les résultats des plus récents travaux relatifs aux impacts de l'acidification produits sur les invertébrés. Nous discutons des méthodes les plus prometteuses en matière d'estimation 1) des réactions du taxon et de la communauté à l'acidification chronique que les deux subissent et 2) de rétablissement des habitats aquatiques.

6.4.2.1 Les espèces nectoniques

Dans le rapport d'évaluation précédent, les travaux de recherche ont indiqué que le pH de valeur 6 constituait le seuil critique de viabilité le plus important de plusieurs groupes d'organismes du biote. Ce seuil a récemment été confirmé comme étant critique pour le zooplancton au cours d'une étude menée par Holt et al. (2003) sur la réaction des communautés de zooplancton établies dans 47 lacs localisés dans le centre de l'ON. Les chercheurs ont utilisé comme variables la richesse en zooplancton et les coordonnées de l'analyse factorielle des correspondances pour éliminer toute influence spatiale et de morphométrie des lacs susceptible d'agir sur la relation entre les communautés de zooplancton et l'acidité. Ils ont ainsi pu déterminer que le changement taxonomique le plus important se produisait à partir du pH = 6 (figure 6.12).

Par ailleurs, il a été démontré que les crustacés planctoniques constituaient de bons indicateurs d'acidification des lacs et de leur rétablissement, mais on en connaît encore peu sur les réactions des crustacés qui vivent dans les zones littorales des lacs acidifiés. Walseng et Schartau (2001) ont dressé l'inventaire des espèces de crustacés planctoniques et de crustacés du littoral dans deux pays: au Canada à Killarney en ON (n =22 lacs), et en Norvège à Østfold (n =15 lacs) pour y comparer les compositions en espèces et leur affinité au pH à chaque endroit. Ils ont répertorié 83 espèces à Killarney et 69 à Østfold; 35 espèces étaient communes aux deux endroits. L'analyse des correspondances redressée (ACR) a montré la forte corrélation existant entre le pH des lacs et les espèces présentes dans le premier axe d'ordination des espèces ($r^2 = 0,80$ et $0,72$ pour Killarney et Østfold respectivement). Les chercheurs ont ainsi pu définir cinq assemblages d'espèces distribués selon leur tolérance à l'acidité, allant des assemblages les plus aux moins tolérants (c.-à-d. acidophile, faiblement acidophile, indifférent,

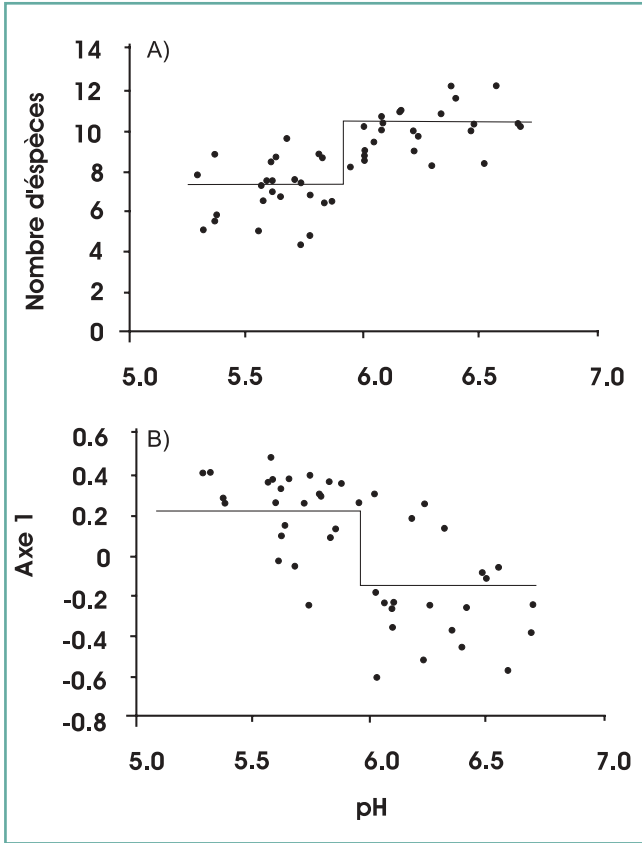
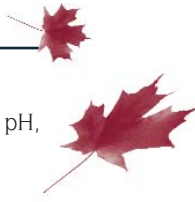


Figure 6.12. Graphiques des fonctions échelons qui servent à modéliser la relation entre le pH et a) la diversité spécifique et b) l'abondance d'espèces de zooplancton, basées sur les scores de l'analyse factorielle des correspondances (n = 47 lacs du centre de l'Ontario). Présenté avec la permission de Holt et al. (2003).

comme l'indique leur présence tout le long du gradient de pH, sont considérées de mauvaises indicatrices d'acidité. Mais une quarantaine d'espèces se seraient révélées de bonnes indicatrices. Une seule d'entre elles (*Acanthocyclops vernalis*) a été trouvée dans les lacs de pH < 6; les autres n'ont été trouvées que dans les lacs moins acides. Ces deux méthodes d'échantillonnage, en se complétant, promettent beaucoup pour les activités de surveillance. En effet, elles ont toutes deux permis de définir la sensibilité des communautés d'algues à l'acidité, l'échantillonnage différent ayant permis d'inventorier des assemblages d'espèces quelque peu différents. Tout porte donc à croire que les espèces crustacées du littoral feraient de bons bioindicateurs de l'état des habitats littoraux et de leur rétablissement par leur grande diversité d'espèces, dont la réactivité et la sensibilité à l'acidité de l'eau peuvent être différenciées par les méthodes d'échantillonnage simples et intensives, et aussi, parce que leur distribution géographique est relativement étendue.

Les sangsues – qui jouent un rôle important comme prédateurs, parasites et proies dans les écosystèmes d'eau douce – sont sensibles à la baisse du pH. Dans ce cas, elles pourraient être utilisées comme indicateurs d'acidité. Schalk et al. (2001) ont prélevé des échantillons dans 79 lacs localisés dans les régions de Muskoka, de Sudbury et d'Algoma, puis ont dressé l'inventaire de présence/abondance des espèces de sangsues. La présence et l'abondance de certaines espèces de sangsues étaient reliées à l'acidité (c.-à-d. au pH, à la conductivité, à la CNA, au SO_4^{2-} et aux cations basiques), mais de façon marginale à l'état nutritionnel des

faiblement sensible et sensible). Plusieurs espèces communes aux deux endroits se situaient près de l'extrémité « acide » des axes de l'ACR. En sélectionnant les espèces qui étaient présentes dans au moins 10% des lacs de chaque région d'étude (n = 54), les chercheurs ont pu représenter la gamme complète des axes donnée par l'ACR; 14 espèces étaient communes aux deux endroits (tableau 6.5). Walseng et al. (2003) ont testé des méthodes d'échantillonnage qualitatives et quantitatives des lacs de Killarney (n = 21 lacs) et de Dorset (n = 18) en ON, dans le but d'aller encore plus loin dans l'étude des crustacés du littoral comme indicateurs possibles de rétablissement de l'acidification. La diversité des taxons de cladocères et de copépodes du littoral a été évaluée en fonction de ces deux méthodes d'échantillonnage, qui ont été appliquées à différentes intensités. La diversité des espèces s'est trouvée corrélée positivement avec le pH, qu'elle ait été évaluée par la méthode d'échantillonnage qualitative simple ou par la méthode quantitative plus intensive, toutes deux donnant des pentes de régression semblables (figure 6.13). Les nombreuses espèces insensibles aux changements de pH,

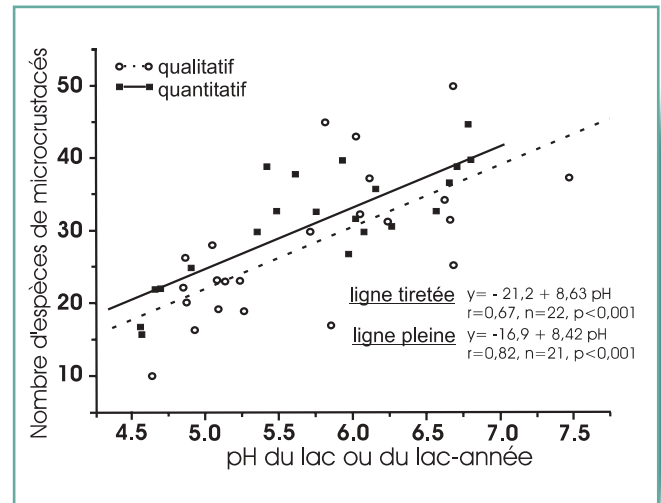


Figure 6.13. Diversité en espèces de microcrustacés dans 22 lacs de Killarney (nord-est de l'Ontario), échantillonnés selon des méthodes qualitatives et quantitatives, en fonction du pH des lacs. Adapté avec la permission de Walseng et al. (2003).



Tableau 6.5. Liste des taxons de crustacés se trouvant dans au moins 10% des deux stations Østfold (Norvège) et Killarney (ON) (n =54 dans chaque station) et groupés selon leur degré d'association avec l'acidité des lacs. Adapté du tableau I de Walseng et Schartau (2001), tous droits réservés 2001 de Kluwer Academic Publishers et utilisé avec la permission de Springer Science and Business Media.

	Østfold, Norvège		Ontario, Canada			Østfold, Norvège		Ontario, Canada	
	Axe 1	N	Axe 1	N		Axe 1	N	Axe 1	N
CATÉGORIE I (acide)					<i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars)	0,67	12		
<i>Acantholeberis curvirostris</i> (O.F.M.)	3,50	14	4,55	16	<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F.M.)	0,67	28	1,80	52
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F.M.)	3,30	11							
<i>Alona rustica</i> (Scott)	3,23	14	3,90	8	CATÉGORIE III (indifférent)				
<i>Alona intermedia</i> (Sars)			3,70	11	<i>Streblocerus serricaudatus</i> (Fisch.)			0,89	9
<i>Ilyocypris spinifer</i> (Herrick)			3,22	7	<i>Daphnia catabwa</i> (Coker)			0,68	7
<i>Eucyclops prionophorus</i> (Kiefer)			3,17	20	<i>Diaphanosoma</i> sp			0,61	39
<i>Orthocyclops modestus</i> (Herrick)			3,10	10	<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Sars)	0,64	9		
<i>Macrocyclus fuscus</i> (Jur.)	2,50	14			<i>Cyclops bicucpidatus</i>				
<i>Ophryoxus gracilis</i> (Sars)			2,33	42	<i>thomasi</i> (S.A. Forbe)			0,59	39
<i>Chydorus piger</i> (Sars)			2,18	44	<i>Alonella excisa</i> (Fischer)			0,58	13
<i>Streblocerus serricaudatus</i> (Fisch.)	2,17	14			<i>Bythotrephes longimanus</i> (Leydig)	0,58	11		
<i>Paracyclops affinis</i> (Sars)	1,94	14	2,17	13	<i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars)			0,57	14
<i>Alonella excisa</i> (Fischer)	1,94	19			<i>Paracyclops fimbriatus</i>				
<i>Latona setifera</i> (O.F.M.)	1,94	3	2,87	21	<i>poppei</i> (Rehberg)			0,52	8
<i>Alona guttata</i> (Sars)	1,64	23			<i>Eudiaptomus gracilis</i> (Sars)	0,38	26		
<i>Alona affinis</i> (Leydig)	1,23	24	2,57	33	<i>Scapholeberis kingi</i> (Sars)			0,38	27
					<i>Holopedium gibberum</i> (zaddach)	0,38	20	0,75	42
CATÉGORIE II (faiblement acide)					<i>Daphia ambigua</i> (Scourfield)			0,24	24
<i>Alonella exigua</i> (Fischer)			2,01	44	<i>Cyclops varicans rubellus</i> (Lillj.)			0,21	7
<i>Bosmina tubifen</i> (Brehm)			1,83	9	<i>Megacyclops viridis</i> (Jur.)	0,17	7		
<i>Eucyclops neomacruroides</i> (Dussart)			1,59	22	<i>Cyclops scutifer</i> (Sars)	0,12	24		
<i>Macrocyclus fuscus</i> (Jur.)			1,51	9	<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)	0,10	17		
<i>Alona guttata</i> (Sars)			1,45	28	<i>Megacyclops gigas</i> (Claus)	-0,05	7		
<i>Leptodiptomus minutus</i> (Lillj.)			1,44	56	<i>Ophryoxus gracilis</i> (Sars)	-0,05	16		
<i>Bosmina longispina</i> (Leydig)			1,23	35	<i>Pleuroxus truncatus</i> (O.F.M.)	-0,02	22		
<i>Alonella nana</i> (Baird)	1,18	28			<i>Ceriodaphnia megops</i> (Sars)	-0,88	3		
<i>Acroperus harpae</i> (Baird)	1,16	27	1,61	54					
<i>Rhynchotalona falcata</i> (Sars)	1,13	17			CATÉGORIE IV (légèrement sensible)				
<i>Alonella acutirostris</i> (Birge)			1,11	25	<i>Mesocyclops edax</i> (S.A. Forbes)			0,18	34
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O.F.M.)	1,11	28			<i>Chydorus bicornutus</i> (Doolittle)			0,13	9
<i>Bosmina freyi</i> (De Melo)			1,01	45	<i>Pleuroxus striatus</i> (Schodler)			-0,05	8
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jur.)	1,02	26	1,86	31	<i>Tropocyclops extensus</i> (Kiefer)			-0,08	25
<i>Chydorus piger</i> (Sars)	1,01	6			<i>Pleuroxus hastatus</i> (Sars)			-0,12	11
<i>Alona bicolor</i> (Frey)			1,00	16	<i>Cyclops scutifer</i> (Sars)			-0,12	9
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fisch.)	0,99	29	1,70	35	<i>Sida crystallina</i> (O.F.M.)	-0,13	22	-0,02	32
<i>Bosmina longispina</i> (Leydig)	0,91	30			<i>Leptodora kindti</i> (Focke)	-0,34	13	-0,52	13
<i>Polyphemus pediculus</i> (Leuck.)	0,91	30	1,30	56	<i>Heterocope appendicalata</i> (Sars)	-0,34	18		
<i>Daphnia longispina</i> (O.F.M.)	-0,55	13			<i>Pseudochydorus globosus</i> (Baird)	-0,46	5		
<i>Bosmina lieperi</i> (De Melo)			-0,57	21	<i>Eucyclops denticulatus</i> (A.Graet.)	-0,95	4		
<i>Daphnia cristata</i> (Sars)	-0,60	18			<i>Daphnia longiremis</i> (Sars)			-1,03	10
<i>Eucyclops speratus</i> (Lillj.)	-0,61	10			<i>Eucyclops maeruioides</i> (Lillj.)	-1,08	3		
<i>Epischura lacustris</i> (S.A. Forbes)			-0,63	24	<i>Alona setulosa</i> (Megard)			-1,24	8
<i>Thermocyclops oithonoides</i> (Sars)	-0,73	18			<i>Ceriodaphnia pulchella</i> (Sars)	-1,34	11		
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liev.)	-0,77	11			<i>Leptodiptomus sicilis</i>				
<i>Disparalona rostrata</i> (Koeh)	-0,81	6			(S.A. Forbes)			-1,35	6
					<i>Bosmina longirostris</i> (O.F.M.)	-1,41	10		
CATÉGORIE V (sensible)					<i>Camptocercus rectirostris</i>				
<i>Daphnia retrocurva</i> (S.A. Forbes)			-0,68	9	(Schoedler)	-1,45	5		
<i>Daphnia galeata mendotae</i> (Birge)			-0,74	19	<i>Pleuroxus trigonellus</i> (O.F.M.)	-1,55	3		
<i>Skiptodiptomus oregonensis</i> (Lillj.)			-0,81	13	<i>Bosmina coregoni</i> (Baird)	-1,93	4		
<i>Eucyclops denticulatus</i> (A.Graet.)	-0,95	4			<i>Alona costata</i> (Sars)	-2,24	4	-0,68	13
<i>Alonopsis elongata</i> (Sars)		0,91	30		<i>Limnosida frontosa</i> (Sars)	-2,24	4		
<i>Eurycercus lamellatus</i> (A.F.M.)	0,73	25			<i>Eucyclops macrurus</i> (Sars)	-2,36	3		

lacs (c.-à-d. le N et le P total et le COD). Les modèles capables d'intégrer le pH, la conductivité, le N total, le COD et la profondeur du lac n'ont cependant pu expliquer que de 10 à 13 % de la variance globale de l'abondance relative des sangsues. Malgré l'amélioration rapportée dans l'évolution chimique de nombreux lacs de la région de Sudbury, la diversité et l'abondance relative des espèces de sangsues y ont décliné entre 1987 et 1996. Les auteurs en ont conclu que les sangsues ne pourraient pas servir d'indicateur de rétablissement de la chimie des lacs parce que les modèles sur l'acidité étaient encore de résolution trop faible et qu'il n'y avait pas eu de relations démontrées entre l'évolution de la chimie des lacs acidifiés et les communautés de sangsues.

L'observation des assemblages de zooplancton en eau libre aide à comprendre l'impact de l'acidification des lacs sur leur écologie et comment ils se rétablissent (voir aussi la section 7.4). Des résultats de recherche récents ont encore montré que la valeur de pH = 6 se trouvait le seuil critique en dessous duquel la structure de la communauté du zooplancton en eau libre risquerait de ne pas se maintenir. Les crustacés du littoral, très diversifiés en espèces, ont une sensibilité à des conditions variées d'acidité qui peut se mesurer. Ils constituent donc des bioindicateurs prometteurs d'acidification et de rétablissement des lacs et des zones littorales des milieux humides. Quant aux sangsues, elles ne sont pas considérées comme des bioindicateurs valables, puisque, bien qu'elles soient sensibles à l'acidité, leur présence/abondance relative n'y semble pas suffisamment associée.

6.4.2.2 Les espèces benthiques

Les invertébrés benthiques constituent une source alimentaire importante pour les oiseaux aquatiques, les poissons et les prédateurs invertébrés. Leurs réactions à l'acidité se rapportent autant à l'échelle de l'espèce qu'à l'échelle de la communauté (voir ci-dessous la section 6.4.2.3). Étant donné qu'ils sont faciles à échantillonner, on a surtout étudié les communautés vivant dans les sédiments meubles plutôt que celles qui occupent les zones littorales rocheuses. Carbone et al. (1998) ont prélevé des invertébrés benthiques vivant le long du rivage rocheux de 17 lacs du secteur de Sudbury pour y étudier leur capacité à rendre compte du phénomène d'acidification et du rétablissement. Il y avait beaucoup de variabilité dans le pH des 17 lacs (pH de 4,7 à 7,3) et dans leur superficie (de 10 à 10 000 ha); 11 lacs contenaient des poissons; cinq des sept lacs, caractérisés par un pH inférieur à 5,5, étaient sans poisson. Deux des lacs avaient été chaulés (voir aussi la section 7.4.2). Quatre ordres d'insectes représentaient 95% de tous les insectes capturés. Parmi les éphéméroptères (*O. Ephemeroptera*), trois espèces se trouvaient en quantité significativement plus abondante au-dessus du pH = 5,5 qu'en dessous (tableau 6.6),

l'espèce la plus sensible à l'acidité étant *Stenonema femoratum*; on l'a seulement trouvée dans les lacs de pH $\geq 5,6$. Par ailleurs, on a identifié trois espèces de larves de libellules acidophiles (*O. Odonata*) qui étaient significativement plus abondantes à des pH inférieurs à 5,5 qu'à des pH plus élevés. On a observé que trois espèces de mouches acidophiles (*O. Diptera*) étaient en plus grande abondance à des pH inférieurs à 5,5. On a de plus remarqué qu'un seul genre de phryganes (*O. Trichoptera*) était relié au pH des lacs. Les ordinations multivariées ont corroboré ces résultats d'analyses. Elles ont aussi indiqué que l'abondance relative d'une espèce de libellule (*Basiaeshna janata*) avait été négativement reliée à l'acidité des lacs. Bien que la composition en espèces ait varié en fonction du pH, la diversité totale des espèces et l'abondance totale n'étaient pas corrélées avec le pH du lac pas plus que les moyennes de ces variables n'étaient différentes entre les valeurs de pH inférieures et supérieures à 5,5. Les auteurs en ont conclu que l'acidité du lac et la diversité des espèces de poissons présentes influent fortement sur la composition des communautés d'invertébrés benthiques qui vivent le long des littoraux rocheux. Dans les lacs acides (pH < 5,5), certaines espèces de libellules acidophiles, de mouches et de phryganes tendaient à être plus abondantes, tandis que la présence d'éphéméroptères et d'une espèce de libellule sensible à l'acidité s'y faisait plus rare.

La composition et l'abondance relative des communautés

Tableau 6.6. Abondance moyenne d'insectes par cage sur les lacs de Sudbury, ON, distribuée en fonction des valeurs de pH au-dessus (n=10) et au-dessous (n=7) de 5,5. Les différences significatives (p < 0,05), marquées par un astérisque, résultent de l'analyse de variance de l'abondance d'insectes qui a été transformée par le log (x + 1) en fonction des deux classes de pH. Adapté avec la permission de Carbone et al. (1998).

Taxon	pH	
	< 5.5	≥ 5.5
<i>O. Ephemeroptera</i>		
<i>Eurylophella</i>	0,06	0,65*
<i>Stenonema femoratum</i>	0,00	11,27*
<i>Stenacron interpunctatum</i>	3,07	22,02*
<i>O. Odonata</i>		
<i>Aeshna eremita</i>	0,85*	0,00
<i>Aeshna interrupta</i>	0,70*	0,02
<i>Leucorrhinia glacialis</i>	2,99*	0,00
<i>O. Diptera</i>		
Ceratopogonidae	4,81*	0,03
<i>Psectrocladius</i>	2,72*	0,29
<i>Stackelbergina</i>	0,69*	0,00
<i>O. Trichoptera</i>		
<i>Banksiola</i>	0,30*	0,00

d'invertébrés servent communément de descripteurs du biote aquatique et à estimer les impacts de la pollution et autres facteurs de stress sur lui. On a employé ces paramètres biologiques (ou indicateurs) pour décrire les communautés de macroinvertébrés de lacs et de milieux humides (par ex., Eriksson, 1999) même s'ils ont surtout servi à décrire les habitats lotiques (par ex., Barbour et al., 1999; Sandin et Johnson, 2000). Les paramètres mesurés varient de la simple évaluation de la dominance taxonomique et la diversité des espèces à des évaluations plus complexes capables d'intégrer composition en espèces, abondance relative et sensibilité des espèces à des stress particuliers, données par des indices d'intégrité biotique.

Bowmans et al. (non publié) ont rapporté que des transformations chimiques s'étaient produites dans huit lacs de tête du secteur de Muskoka dans le centre de l'ON, qui sont pauvres en éléments nutritifs et sensibles à l'acidité; les macroinvertébrés y ont montré des signes de l'évolution souhaitée. Ces résultats sont basés sur des échantillons d'eau qui ont été prélevés de 1988 à 2002 et ce, presque tous les mois; on y a analysé le SO_4^{2-} , l'Alc et le pH (tableau 6.7); les tendances chimiques rapportées ont été estimées à partir des moyennes annuelles de la saison inter-glaciale. On a prélevé en octobre (parfois novembre) des échantillons de macroinvertébrés benthiques dans cinq sites d'échantillonnage par lac, chacun étant représentatif d'un type de littoral (Reid et al., 1995) et ce, durant 11 des 15 années de l'étude. Il s'agissait pour une durée de dix minutes de soulever la vase et d'y passer un filet, à partir d'une profondeur de 1 m, d'y passer un filet le

long d'une série de transects perpendiculaires à la rive. Les diptères collectés ont été classifiés jusqu'à la famille et la majorité des autres invertébrés l'ont été jusqu'à l'ordre. On a évalué la diversité taxonomique ainsi que la dominance en nombre de plusieurs taxons (en pourcentage) par rapport au nombre total d'individus collectés. Les tendances dans la composition chimique de l'eau du lac et l'évolution des invertébrés ont été révélées par le test non paramétrique de Mann-Kendall et par la méthode de Sen pour ce qui est du calcul des pentes (U.S. Environmental Protection Agency, 2000). Ces lacs étaient modérément acides, leur pH variant de 5,58 à 6,67. Malgré le déclin de SO_4^{2-} observé dans sept des huit lacs, le pH a seulement remonté dans deux d'entre eux et l'Alc dans un seul (tableau 6.7). Par ailleurs, le pourcentage d'éphéméroptères a augmenté dans la moitié des lacs et le pourcentage de moucheron (F. *Chironomidae*) a diminué dans six lacs (tableau 6.7 et figure 6.14), cette évolution s'étant surtout passée dans les lacs localisés le long du gradient d'acidité. Cette évolution traduit la réaction souhaitée vis-à-vis de la réduction de l'acidité, considérée modérée par rapport à d'autres lacs étudiés (par ex., voir la section 7.4.2). Les pourcentages d'amphipodes n'ont pas tous évolué dans le même sens; on a relevé des tendances significatives dans deux lacs modérément acidifiés (tableau 6.7). Le pourcentage de mollusques a changé seulement dans le lac où il y avait à la fois déclin de SO_4^{2-} et diminution de l'acidité (lac Heney, tableau 6.7). La diversité taxonomique globale a diminué dans six lacs, à cause de la baisse de l'abondance de plusieurs espèces de diptères tolérantes à l'acidité.

Tableau 6.7. Moyenne, étendue et médiane des taux dans le changement par année des variables de chimie et de macroinvertébrés benthiques dans huit lacs sensibles à l'acidité de Muskoka, ON, échantillonnés entre 1998 et 2002. Les tendances significatives ($p < 0,05$) et marginalement significatives ($0,05 < p < 0,10$) sont indiquées par un astérisque et le soulignement. Les lacs sont ordonnés de gauche à droite selon le plus bas au plus élevé pH moyen.

Variables chimiques/ Macro invertébrés benthiques	Tous lacs (n = 8) Moyenne (min.; max.)	Crosson	Plastic	Hamer	Clear	Heney	Westward	Harp	BlueChalk
		Changement médian par année (pente de Sen)							
SO_4^{2-} (mg/L)	5,8 (3,2; 7,9)	-0,23*	-0,13*	-0,12	-0,16*	-0,21*	-0,10*	-0,12*	-0,10*
Alk (mg/L)	1,8 (0,1; 4,5)	-0,01	-0,01	0,04	0,01*	0,08*	-0,02	-0,02	0,00
pH	6,0 (5,5; 6,8)	<u>0,01</u>	-0,01	0,04	0,01	0,03*	0,02	0,00	0,01
% Chironomides	28,8 (1,0; 78,8)	-2,04*	-4,34*	-1,46*	-1,17	-4,36*	-2,32*	-1,91	-2,13*
Diversité des taxons	14,2 (8; 18)	-0,60*	-0,25*	<u>-0,36</u>	-0,21*	-0,29*	<u>-0,20</u>	-0,18*	-0,33*
% Éphéméroptères	19,8 (1,3; 67,3)	1,60*	2,36*	2,41*	0,31	1,27	0,53	0,87*	1,23*
% Taxons dominants	42,8 (25,3; 78,8)	-0,23	-2,56*	1,19	-0,62*	-3,25*	-0,24	-1,09*	0,47
% Amphipodes	28,6 (2,4; 54,9)	-0,33	0,86	-1,04	-0,62	-0,48	2,32*	-1,95*	0,99
% Insectes	61,8 (28,1; 91,6)	0,41	-0,35	1,25	0,58	-1,30	-1,91*	0,49	-0,73
% Mollusques	4,9 (0; 43,1)	-0,05	-0,20	-0,05	-0,03	0,14*	-0,17	0,75	-0,04
pH moyen		5,58	5,70	5,81	5,83	5,96	6,28	6,31	6,67

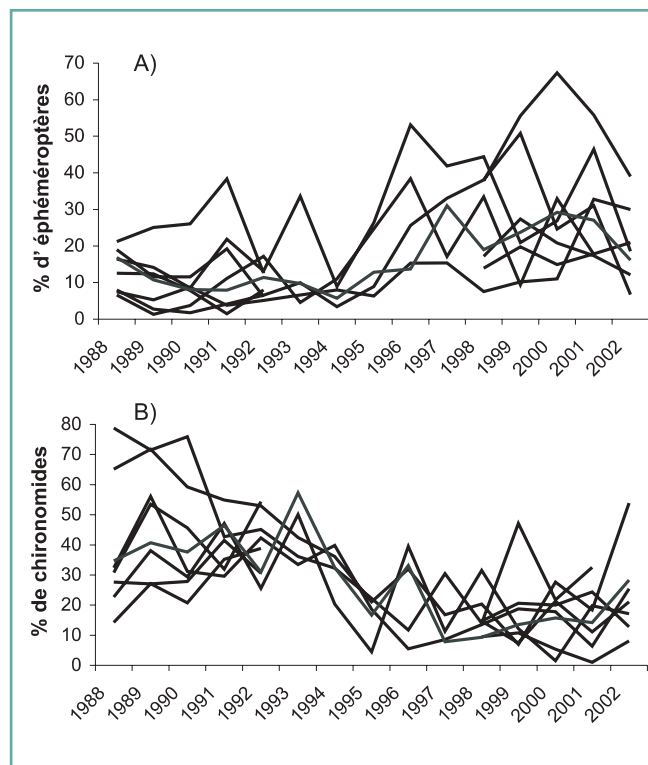


Figure 6.14. Évolution temporelle du pourcentage de taxons (A) de l'éphémère commune et (B) de chironomides dans huit lacs sensibles à l'acidité de l'ON entre 1988 et 2002.

6.4.2.3 Les macroinvertébrés, source alimentaire pour la sauvagine

Les macroinvertébrés représentent une composante importante de l'alimentation de la sauvagine nicheuse, particulièrement pour les femelles qui nidifient et leurs petits (Krapu et Reinecke, 1992; Bendell et McNicol, 1995a). Les populations de sauvagine des milieux humides se nourrissent des macroinvertébrés visibles qui occupent les habitats nectoniques et benthiques. Les facteurs de stress liés à l'acidité auxquels sont soumis le benthos et le necton doivent être traités ensemble pour fournir l'information sur la façon dont cette composante majeure du réseau trophique de la sauvagine nicheuse réagit quand son habitat s'acidifie ou qu'il s'en rétablit chimiquement. La sauvagine peut s'adapter aux variations de disponibilité de macroinvertébrés (Krapu et Reinecke, 1992). Cette capacité d'adaptation a cependant des limites. L'efficacité de la sauvagine à trouver aisément ses proies (Bendell et McNicol, 1995a) et le fait d'en trouver, mais qu'elles soient optimales du point de vue nutritionnel, créeront probablement sur elle des impacts physiologiques (Krapu et Reinecke, 1992; Scheuhammer et al., 1997). La présence de poissons influe sur la composition et

l'abondance relative des macroinvertébrés. Cela a été bien documenté. Il est donc important qu'on tienne compte des poissons dans l'évaluation des impacts de l'acidité des lacs sur les invertébrés (par ex., McNicol et al., 1995a). Entre autres facteurs d'influence, notons la composition fonctionnelle des communautés de poissons qui agit sur la structure des communautés de macroinvertébrés. Par exemple, la pression de prédation qu'exercent sur ces communautés les méné à petite bouche et autres espèces apparentées (par ex., les espèces de cyprins (*Phoxinus*)) diffère de la pression exercée par les prédateurs à plus grande bouche, comme la perchaude (*Perca flavescens*) et le meunier noir (*Catostomus commersoni*) (McNicol et Wayland, 1992; Bendell et McNicol, 1995a).

La disponibilité globale de macroinvertébrés pour la sauvagine nicheuse a été évaluée dans quatre régions de l'ON sensibles à l'acidité (Muskoka, Sudbury, Algoma et ELA). Cette ressource a aussi été évaluée par rapport à la structure des communautés de poissons et des propriétés chimiques et physiques des lacs (Weeber et al., en prép. c). On a combiné puis trié les données collectées entre 1987 et 2003 sur les macroinvertébrés benthiques et nectoniques. Certaines espèces ont été assimilées à des espèces apparentées de manière à créer de l'uniformité dans l'identification des taxons. Deux méthodes d'analyses ont été utilisées dans l'étude des effets de l'acidité sur ces taxons par rapport aux communautés de poissons présentes et des propriétés des lacs. La première consiste à analyser les données de dénombrement et d'abondance des espèces pour cibler les groupes taxonomiques les plus sensibles à l'acidité des lacs ou à la présence de poissons et pour fournir des estimations sur les effets de ces deux facteurs et d'autres reliés à l'habitat. Dans la deuxième méthode, les ordinations ont livré les effets de l'acidité et autres variables de l'habitat. Dans cette méthode statistique, les taxons de tous les invertébrés ont été traités de façon explicite et en simultanée (Weeber et al., en prép. c).

Nous disposons de données de dénombrement de macroinvertébrés benthiques et nectoniques provenant de 166 lacs des quatre régions de l'ON; environ 39 % des lacs ($n = 64$) ont été plusieurs fois échantillonnés entre 1987 et 2003 (Weeber et al., en prép. c). Une partie de ces données a déjà fait l'objet d'une synthèse (par ex., McNicol et al., 1995a; Doka et al., 2003) qui a été présentée dans le rapport d'évaluation de 1997 (Jeffries, 1997). On a fait entrer dans la classe « sans poisson » les lacs où on n'y avait jamais rapporté de capture; ceux où il y en avait déjà eu ont été classifiés dans la classe de lacs « à poissons à grande bouche » si l'une des espèces capturées présentait une grande ouverture de bouche selon Scott et Crossman (1973). Les autres lacs avec poissons

ont été classifiés dans la classe « à poissons à petite bouche ». Dans la classe de lacs à « poissons à grande bouche », la perchaude, le meunier noir et le mullet à cornes (*Semotilus atromaculatus*) figuraient en abondance. On a classé dans la classe de lacs « à poissons à petite bouche » des espèces de cyprins (*Phoxinus*), le mullet perlé (*Semotilus margarita*) et l'épinoche à cinq épines (*Culaea inconstans*) et dans une moindre mesure du vairon à grosse tête (*Pimephales promelas*). Nous disposons de données de 131 lacs sur leurs propriétés chimiques (pH, SO_4^{2-} , COD, Ca^{2+} et P total), sur la morphologie du territoire (superficie des lacs, leur profondeur, caractéristiques du rivage, superficie riveraine, nombre d'îles, cours d'eau et milieux humides situés à proximité), ainsi que sur les poissons (tableau 6.8).

Le pH, le P total, la superficie des lacs et le nombre de milieux humides recensé à l'intérieur de 500 m ont affiché des valeurs moyennes régionales similaires. Les concentrations de SO_4^{2-} les plus élevées ont été mesurées à Sudbury et les plus faibles dans l'ELA; on a aussi observé des différences de COD

et de Ca^{2+} entre les régions. Les lacs de Muskoka, Sudbury et d'Algoma présentaient des caractéristiques de rivage communes (degré de complexité et proportion de superficie riveraine), tandis que les lacs de l'ELA avaient des valeurs un peu plus faibles. Les lacs de Sudbury entraient plus souvent que les lacs des autres régions dans les classes de lacs « sans poisson » et « à poissons à grande bouche ». Des 299 spécimens recensés pour les analyses, la majorité a pu être identifiée au niveau de l'espèce (n=182 taxons) ou du genre (n=111), le reste l'ayant été au niveau de la famille (n=3) ou de l'ordre (n=3). Un total de 73 taxons d'invertébrés recensés se trouvait dans au moins 10% des lacs des quatre régions à l'étude; ils ont ainsi été qualifiés de communs (tableau A6.1).

6.4.2.3.1 Les types de mesures des macroinvertébrés

Il est possible d'obtenir des indications sur les réactions du biote vis-à-vis les variations des propriétés des lacs par l'observation des relations existant entre ces dernières et deux types de communautés de macroinvertébrés: les benthiques et les nectoniques. Il existe deux types de mesures simples de

Tableau 6.8. Valeurs médianes moyennes (1997-2003) et intervalles de confiance à 95% des propriétés chimiques et morphologiques des lacs et d'attributs paysagers et biologiques de 131 lacs de l'ON des régions de Muskoka, Sudbury, Algoma et des lacs expérimentaux (ELA), où il y a eu échantillonnage des macroinvertébrés. Les lettres différentes sur une même ligne indiquent qu'il y a différence entre les valeurs moyennes basées sur l'absence de recouvrement entre les intervalles de confiance. Le nombre de lacs (et %) entrant dans l'une ou l'autre des trois classes de poissons est indiqué. L'indice de complexité des rives a été calculé comme suit: longueur de la rive/(2 x racine carrée (π x superficie du lac)).

	Muskoka (n = 28)	Sudbury (n = 63)	Algoma (n = 35)	ELA (n = 5)	Total (n = 131)
pH	5,87 (5,741 ; 5,999) a	5,81 (5,598 ; 6,017) a	6,03 (5,840 ; 6,212) a	6,29 (5,865 ; 6,711) a	5,90 (5,780 ; 6,015)
SO_4^{2-} (mg/L)	5,22 (4,898 ; 5,545) a	8,45 (8,055 ; 8,847) b	4,22 (3,911 ; 4,522) c	2,01 (1,173 ; 2,854) d	6,38 (5,964 ; 6,803)
COD (mg/L)	5,08 (4,324 ; 5,828) a	5,08 (4,493 ; 5,673) a	7,97 (6,893 ; 9,043) c	7,39 (5,059 ; 9,715) ac	5,94 (5,448 ; 6,432)
Ca^{2+} (mg/L)	1,65 (1,506 ; 1,797) a	3,31 (2,752 ; 3,861) b	2,28 (1,889 ; 2,670) c	1,50 (0,967 ; 2,026) ac	2,61 (2,297 ; 2,922)
Phosphore total (μ g/L)	6,71 (5,797 ; 7,613) a	6,20 (5,672 ; 6,732) a	6,49 (5,877 ; 7,099) a	6,68 (4,920 ; 8,440) a	6,40 (6,041 ; 6,767)
Superficie du lac (ha)	6,6 (5,43 ; 7,84) a	7,7 (5,43 ; 9,87) a	7,1 (5,93 ; 8,16) a	6,9 (4,24 ; 9,64) a	7,3 (6,11 ; 8,38)
Indice de la complexité des rives	1,9 (1,69 ; 2,02) a	1,9 (1,72 ; 2,10) a	1,8 (1,67 ; 1,99) a	1,5 (1,24 ; 1,66) b	1,9 (1,75 ; 1,97)
% de superficie riveraine	24,4 (17,0 ; 31,9) a	26,5 (22,2 ; 31,0) a	31,2 (24,6 ; 37,7) a	2,2 (0 ; 6,39) b	26,4 (23,1 ; 29,7)
Profondeur (m)	9,4 (7,51 ; 11,4) a	7,1 (5,83 ; 8,45) a	7,4 (4,55 ; 10,3) a	4,7 (0,16 ; 9,29) a	7,6 (6,52 ; 8,70)
Nbre d'îles	0,4 (0,04 ; 0,75) a	1,3 (0,86 ; 1,81) b	0,5 (0,18 ; 0,74) a	0,4 (0 ; 1,18) a	0,9 (0,60 ; 1,13)
Nbre total de cours d'eau	2,0 (1,42 ; 2,51) ab	1,3 (1,10 ; 1,50) b	2,2 (1,63 ; 2,83) a	1,2 (0,81 ; 1,59) b	1,7 (1,46 ; 1,92)
Nbre de milieux humides à moins de 500 m	1,8 (1,44 ; 2,20) a	2,4 (2,05 ; 2,72) a	1,9 (1,39 ; 2,44) a	2,2 (1,24 ; 3,16) a	2,1 (1,90 ; 2,36)
Absence de poisson	12 (42,9%)	23 (36,5%)	11 (31,4%)	1 (20,0%)	47 (35,9%)
Présence de poisson à petite bouche seulement	7 (25,0%)	9 (14,3%)	11 (31,4%)	4 (80,0%)	31 (23,7%)
Présence de poisson à grande bouche	9 (32,1%)	31 (49,2%)	13 (37,2%)		53 (40,4%)

recensement des taxons ou groupes particuliers de taxons de ces types de communauté. Premier type: la proportion – par rapport à tous les spécimens capturés chaque année – des taxons, famille, ordre et classe, dont les valeurs moyennes ont été évaluées pour chaque combinaison lac-année. Deuxième type de mesures: indices de diversité taxonomique des deux types de communautés (indices de Shannon-Wiener et de Simpson). On a établi des moyennes par lac des taxons les plus communs (et non les extrêmement rares), les plus importants du point de vue géographique, et dont les réactions à l'acidité et à d'autres propriétés des lacs qui leur sont reliées étaient facilement mesurables.

Dans le but d'en savoir plus sur ces relations, on a procédé à des exercices d'ajustement de modèles de régression multiple des données de Muskoka, de Sudbury et d'Algoma (nous disposons des données d'habitat de 151 lacs qui ont été échantillonnés entre 1987 et 2003) et de l'ELA (cinq lacs échantillonnés en 2002). Par ailleurs, nous avons aussi réalisé des analyses de régression de données de 33 lacs (échantillonnés entre 2001 et 2003) localisés au QC le long de la rive nord du fleuve Saint-Laurent. Seulement quatre lacs (12%) étaient sans poisson, alors qu'il y en avait 52 de l'ON qui entraient dans cette classe de lacs (33%). Le modèle de prévision de l'évolution des macroinvertébrés a été testé suivant la gamme complète des termes du modèle: présence de poissons, pH, COD, superficie du lac et caractéristiques du rivage et, pour les lacs échantillonnés plus intensivement de Muskoka, de Sudbury et d'Algoma, la région géographique. Les termes les plus explicatifs ont été retenus (c.-à-d. les valeurs de dispersion du khi-carré de Pearson variant entre 0,7 et 3,0).

Avec ce modèle, nous avons isolé l'influence de la présence de poissons et du pH sur les taxons macroinvertébrés (traduites dans les variations des deux types de mesures des deux types de communauté) (tableau 6.9) En ce qui concerne l'ON, nous avons observé que le pH avait eu un effet sur 14 des types de mesures effectuées sur les taxons de deux communautés, compte tenu de l'effet (positif ou négatif) significatif de la présence de poissons. La présence de poissons a eu un effet sur cinq types de mesures, mais elles n'ont pas varié davantage sous l'effet additionnel du pH. Trois types de mesures des taxons ont varié avec les variations du pH, mais n'ont pas varié davantage sous l'influence de la présence de poissons. On a observé des relations statistiques ambiguës entre quatre types de mesures, la présence de poissons et le pH.

En ce qui concerne les lacs du sud du QC, on a pu observer quatre types de réactions chez les macroinvertébrés collectés. Les proportions des taxons dytiques prédateurs (*dystiscidés*) et de

notonectes (*notonectidés*) n'étaient présentes que dans les lacs classés sans poisson et à pH bas et ce, autant en ON qu'au QC (tableau 6.9). La présence de poissons ou le pH a influencé 11 types de mesures des taxons présents dans les lacs du QC, mais on a observé des différences dans les effets par rapport à ceux relevés en ON, probablement à cause du plus petit nombre de lacs sans poissons représentés dans les données du QC. Étant donné que les lacs à pH bas étaient aussi sans poisson, dix des onze types de mesures des taxons ont été influencés par les fluctuations de l'acidité, un résultat qui concorde avec les résultats des lacs de l'ON. Bien que l'effet du pH ait été marginalement significatif ($p = 0,14$), la diversité des libellules et des demoiselles (*Rich_Odonata*) tendait à être plus grande dans les lacs du QC de pH élevé, mais c'est dans les lacs classés sans poisson de l'ON qu'elle s'est montrée la plus grande ($p < 0,0001$). De tous les types de mesures évalués, nombre d'entre eux peuvent se révéler de bons indicateurs de réaction du réseau trophique de la sauvagine à l'acidification ou au rétablissement des lacs et des milieux humides, en particulier si l'on y connaît le contenu des lacs en poisson. Avec ce que l'on pourrait apporter d'amélioration dans l'estimation de l'ampleur des effets (par ex., par une modélisation plus intensive), ces types de mesures pourraient être utilisés pour optimiser l'échantillonnage et pour aider à prévoir l'état du réseau trophique de la sauvagine selon divers scénarios d'émissions et de composition chimique de l'eau.

6.4.2.3.2 L'ordination des macroinvertébrés

On a évalué la réaction des macroinvertébrés à l'acidité des lacs en fonction de leur classement par rapport à la nature des poissons présents et à d'autres variables de l'habitat (Weeber et al., en prép. c) (section 6.4.2.3). L'analyse des correspondances redressée (ACR), basée sur la composition en macroinvertébrés et leur abondance relative a indiqué que les lacs échantillonnés dans les régions respectives de Muskoka, de Sudbury et d'Algoma de l'ON ($n = 28, 69$ et 64 lacs) constituaient l'habitat de presque les mêmes taxons d'invertébrés (figure 6.15). La position quelque peu distincte des lacs de l'ELA dans l'ACR peut être due à des différences zoogéographiques ou au fait que l'échantillonnage unique qui a été effectué dans ces cinq lacs de l'ELA ait reflété les variations annuelles par rapport aux lacs des autres régions plus intensivement échantillonnés. Les taxons figurant du côté positif à gauche de l'axe 1 de l'ordination comprennent *Valvata tricarinata* (C. Gastropoda), *Halipus* (O. Coleoptera), *Orconectes propinquus* (O. Decapoda) et *Libellula incesta* (O. Odonata), tandis que gravitent du côté droit *Ptilostomis ocellifera* (O. Trichoptera), *Llybius* (O. Coleoptera), *Sphaerium occidentale* (C. Bivalvia) et *Ranatra fusca* (O. Heteroptera). Les taxons groupés du côté positif de l'axe 2 sont *Gammarus* (O. Amphipoda), *Halipus connexus* (O. Coleoptera), *Graphoderus liberus* (O. Coleoptera), *Peltodytes* (O. Coleoptera) et *Lestes*

Tableau 6.9. Sommaire des effets de la présence de poissons et du pH sur la diversité des macroinvertébrés évalués à l'aide des données des lacs de l'ON échantillonnés entre 1987 et 2003 dans les régions de Muskoka, Sudbury, Algoma et des lacs expérimentaux et les régions de lacs du QC échantillonnés entre 2001 et 2003 (rive nord du fleuve Saint-Laurent). On donne le sens (positif ou négatif) des effets significatifs induits par la présence de poissons et du pH après contrôle des effets de la localisation géographique (pour l'ON seul), du COD des lacs, de leur superficie et du degré de complexité des rives. Le critère de détermination de d'effet significatif ($p < 0,05$) a été assoupli pour le QC ($p < 0,1$) – en raison du nombre restreint de données – dans le but de pouvoir comparer le patron de réaction des sources de données. Les taxons sont groupés sous les colonnes selon le signe (+) ou (-) des pentes de régression des deux paramètres (présence de poisson, pH). Les taxons représentent la diversité taxonomique (Rich_) ou la proportion (notée avec un « p ») par rapport à tous les individus capturés à l'intérieur d'une famille particulière ou d'un autre niveau. Les indices au niveau de la famille ou de l'ordre sont précédés de l'ordre auquel ils appartiennent (c.-à-d. A = Amphipoda, H = Heteroptera, C = Coleoptera, O = Odonata, E = Ephemeroptera, T = Trichoptera, D = Diptera) ou au niveau de la classe (Biv = Bivalvia).

Source des données	Effet de la présence de poissons				Pas d'effet de la présence de poissons				
	Effet du pH		Pas d'effet du pH		Effet du pH		Pas d'effet du pH		
	Poisson (-)	pH (+)	Poisson (+)	pH (-)	Poisson (-)	Poisson (+)	pH (-)	pH (+)	
ON (n = 156 lacs)	H-pCorixidae								
	H-pNotonectidae	Rich_familles			Rich_Insecta		O-pLibellulidae	Rich_Heteroptera	
	C-pDystiscidae	pCrustacea			Rich_Odonata		T-pPryganeidae	O-pLestidae	
		A-pAmphipoda			D-pCeratopogonidae			T-plimnephiliidae	
QC (n = 33 lacs)	C-pDystiscidae	Biv-pPlanorbidae							
	H-pNotonectidae	Biv-pPisidiidae			C-pGyrinidae			Rich_Coleoptera	
	D-pCeratopogonidae							Rich_Heteroptera	
								O-pOdonata	
								O-pLestidae	
								O-pCorduliidae	
								H-pGerridae	
								H-pCorixidae	
								T-pHydroptilidae	
								T-plLeptoceridae	
								T-plimnephiliidae	

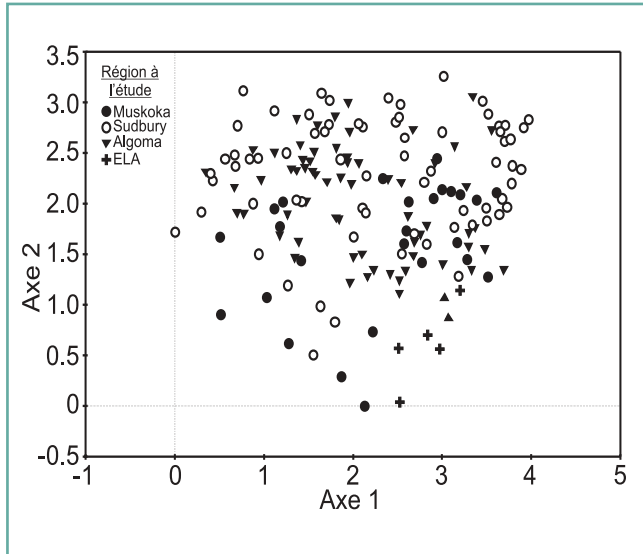


Figure 6.15. Ordination des sites à partir de l'analyse factorielle des correspondances redressée basée sur les données d'énumération moyennes des macroinvertébrés des lacs échantillonnés entre 1987 et 2003 dans les régions de Muskoka (n = 28 lacs), de Sudbury (n = 69), d'Algoma (n = 64) et des lacs expérimentaux (ELA, n = 5) de l'Ontario.

dryas (O. Odonata); les taxons en place du côté négatif de l'axe 2 comprennent *Orthotrichia* (O. Trichoptera), *Simocephalus* (O. Cladocera), *Ferriisia fragilis* (C. Gastropoda) et *Choroterpes* (O. Ephemeroptera).

L'importance de la présence de poissons, de l'acidité du lac et d'autres variables de l'habitat sur les communautés de macroinvertébrés a été évaluée au moyen de l'analyse canonique des correspondances (ACC) des données de l'environnement des 131 lacs et de recensement des 287 taxons de macroinvertébrés. C'est la méthode de sélection dite sélective qui a déterminé la signification statistique ($p < 0,05$) des variables explicatives. Les données traitées dans l'ACC ont été choisies pour refléter les conditions de chimie, d'habitat et de contenu en poisson décrites à la section 6.4.4.2 (voir aussi Weeber et al, en prép. c) afin de rendre les résultats de cette analyse interprétables par rapport aux résultats de modélisation intensive des conditions d'habitat de la sauvagine. Une seconde ACC partielle – qui contrôlait les conditions régionales – a produit deux axes pour exprimer la distribution des communautés de macroinvertébrés en fonction des propriétés des lacs les plus déterminantes sur elles. La distribution des communautés telle qu'elle se présente le long de l'axe 1 exprime l'influence progressive 1) de la présence de poissons dans les lacs et de la dimension de leur bouche 2) de l'augmentation du pH et de Ca^{2+} 3) de l'augmentation de la superficie du lac (Sup) et 4) de sa profondeur (Prof) (figure 6.16). L'axe 2 est corrélé négativement avec le pH, le Ca^{2+} , le P total, le COD et le pourcentage de superficie riveraine (PSRive) et positivement avec la superficie du lac, sa profondeur et le

nombre de milieux humides à proximité (NMhum500m). Notons les variables significatives dans l'ordination: le pH ($\lambda = 0,2$, $p = 0,001$), le Ca^{2+} (0,1, 0,002), le P total (0,07, 0,016), la superficie du lac (0,12, 0,001) et le classement des lacs en fonction de la dimension de la bouche des poissons (PtBouche: 0,1, 0,001 et GrBouche: 0,7, 0,001) (figure 6.16).

Parmi les taxons communs à tous les lacs (tableau A6.1), deux groupes de taxons se sont révélés sensibles à l'acidité des lacs et tolérants à la présence de poissons selon l'ACC. Trois des quatre taxons communs d'escargots (*Gyraulus* spp., *G. deflectus* et *Helisoma anceps*) et un genre d'éphémère commune (*Siphonurus*) ont été corrélés avec des pH élevés et la présence de poissons (figure 6.16: acide/poisson1). Les taxons montrant une affinité modérée pour des pH élevés et de la tolérance à la présence de poissons comprenaient un amphipode (*Hyallela azteca*), un représentant du genre des phryganes (*Limnephilus*), une espèce de Gerris (*Trepobates inermis*), deux odonates (*Leucorrhinia intacta* et *Enallagma hageni*), trois taxons d'éphémère commune (*Caenis* spp, *C. diminuta* et *C. youngi*) et deux taxons de moules (la famille des Pisidiidae et *Musculium partumeium*) (figure 6.16, encadré: acide/poisson2).

Deux groupes de taxons communs ont été corrélés avec l'absence de poisson, mais ont aussi été corrélés de façon variable – reflétant leur tolérance respective – avec des conditions de pH faibles. Les notonectes (*Notonecta* spp. et *N. undulata*), les coléoptères (*Hydroporus* et *Coptotomus* spp.), les libellules (*L. glacialis/hudsonica* combinés) et une phrygane (*Triaenodes*) ont révélé leur affinité à l'acidité (pH bas) et à l'absence de poisson dans le lac (figure 6.16, encadré: acide/poisson3). La position de plusieurs autres taxons sur les axes permet de penser que leur abondance relative est fortement déterminée par la présence ou non de poissons dans les lacs, et très peu par le pH (c.-à-d. près de l'origine du vecteur du pH à la figure 6.16, encadré: poisson1). Notons parmi ces taxons, les gros coléoptères visibles (*Graphoderus*, *Dystiscus*), des punaises (Hemiptera: Corixidae spp., *Sigara*, *Buenoa* et *N. insulata*) et un représentant du genre des demoiselles (*Lestes*).

L'ACC montre que deux groupes de taxons de macroinvertébrés ont été corrélés avec les lacs différenciés par les communautés de poissons qui y vivent (critère de dimension de la bouche), mais qu'ils étaient faiblement corrélés avec leur acidité. Par ailleurs, quatre taxons de libellules semblent tolérer la présence de poisson à grande bouche et aussi l'acidité du lac, car ils ne sont que faiblement corrélés avec cette dernière (*Gomphus* spp., *G. exilis*, *Epitheca* spp. et *Didymops transversa*) (figure 6.16, encadré: poisson1). Une phrygane (*Anabolia* spp.) et un Gerris (*Rheumatobates rileyi*) semblent être adaptés à la présence de poisson à grande bouche, mais l'ACC a aussi montré leur préférence pour les lacs plus grands (figure 6.16: poisson2).

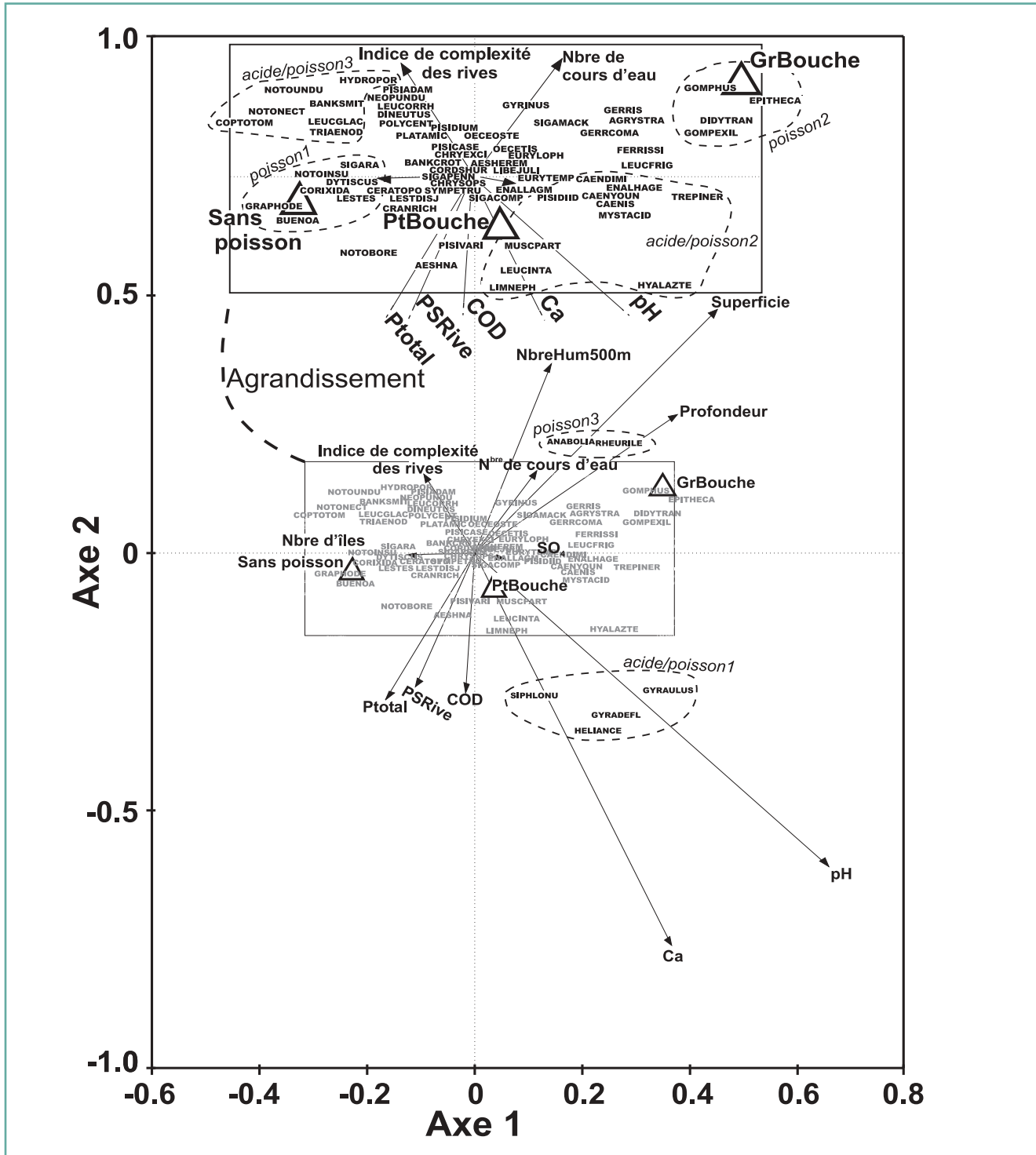


Figure 6.16. Ordination partielle des taxons réalisée à partir de l'analyse canonique des correspondances de 131 lacs échantillonnés entre 1987 et 2003 dans les régions de Muskoka, de Sudbury, d'Algoma et des lacs expérimentaux (ELA) de l'Ontario. Bien que l'ordination spatiale ait été définie en utilisant 287 taxons, il a été démontré que seulement ceux qui étaient présents dans au moins 10% des lacs amélioraient la clarté de la figure. Les polygones étiquetés réfèrent aux groupes de taxons discutés dans le texte; les limites des polygones ont été dessinées de façon arbitraire. L'ordination, où l'effet de la région géographique a été contrôlé, est basée sur les données d'énumération moyennes des macroinvertébrés et les valeurs médianes des variables explicatives. Les variables statistiquement significatives étaient le pH des lacs, leur teneur en Ca^{2+} , leur TP, leur superficie et les classes des poissons à petite et à grande bouche. Les étiquettes des vecteurs du nombre d'îlots et du SO_4^{2-} ont été enlevées de la gauche et de la droite de l'origine pour améliorer la lecture du graphique agrandi. Il faut se référer au tableau 6.8 pour connaître les détails des variables explicatives et au tableau A6.1 pour connaître les codes des taxons des macroinvertébrés, leur classification et leur occurrence.

En général, la diversité taxonomique des macroinvertébrés s'est avérée plus élevée dans les lacs sans poisson de même que pour ceux ne servant d'habitat qu'aux poissons à petite bouche (figure 6.16; McNicol et Wayland, 1992). Cependant, la présence ou non de poissons et l'acidité demeurent les deux variables les plus déterminantes sur la composition taxonomique et l'abondance relative de chaque taxon ou groupes de taxons trouvés dans les lacs (voir aussi McNicol et Wayland, 1992; Bendell et McNicol, 1995b). Dans les lacs sans poisson, il y a plus de probabilité qu'on y trouve des taxons appartenant à des macroinvertébrés visibles, y compris certaines punaises, coléoptères et libellules dans des conditions de pH bas; l'augmentation des valeurs de pH favoriserait la venue d'autres taxons de punaises et de coléoptères et des demoiselles (Lestidés). Les lacs avec poissons qui ne sont pas acides ($\text{pH} \geq 6$) ont une plus grande probabilité d'être l'habitat d'un mélange de taxons, y compris certains mollusques, éphéméroptères, libellules, phryganes et des espèces particulières d'amphipodes et de Gerris. Dans les lacs avec poissons, les effets distincts des poissons à grande bouche sur les macroinvertébrés relèvent des caractéristiques propres de ces poissons, comme leur capacité 1) à gober des proies de plus grande dimension, 2) à cibler les espèces à chasser en fonction de leur masse corporelle et 3) à adapter leur alimentation en fonction de l'habitat qu'ils occupent, benthique ou nectonique (Scott et Crossman, 1973; Saint-Jacques et al., 2000; Sherwood et al., 2002).

Bien que les relations démontrées entre de nombreux taxons et l'acidité aient été modifiées par l'ajout dans l'ACC d'autres variables de l'habitat, les réactions au pH de plusieurs d'entre eux ont semblé plus fortes lorsque l'acidité, les autres variables de l'environnement et la région géographique étaient considérées. Puisque ces taxons sont demeurés sensibles aux fluctuations du pH malgré l'influence des autres variables, ils pourraient ainsi servir de bioindicateurs de qualité du réseau trophique de la sauvagine dans les petits lacs et les milieux humides sensibles à l'acidité qu'utilisent les canards nicheurs. L'établissement des liens qui unissent ces taxons à l'acidité pourrait s'étendre à d'autres régions de manière à ce qu'on puisse aussi y estimer l'alimentation de la sauvagine et autres prédateurs de macroinvertébrés.

De récents résultats sont venus prouver que l'acidification des lacs et des milieux humides affectaient la composition et l'abondance relative des communautés d'invertébrés. À cet égard, l'étude de la diversité taxonomique du zooplancton des habitats d'eau libre et du littoral en fonction des conditions chimiques aquatiques est un bon exemple. Des études réalisées selon des méthodes d'analyses différentes dans différentes régions ont toutes montré que nombre de taxons de macroinvertébrés y avaient réagi de façon semblable. La présence de poissons et la

dimension de leur bouche sont deux variables déterminantes sur la structure de la communauté d'invertébrés et sur la façon dont ils réagissent à l'acidité de même qu'à d'autres caractéristiques de l'habitat. Notons, parmi les invertébrés qui ont réagi à l'acidité, certains éphéméroptères, mollusques et amphipodes qu'on a trouvés associés à des conditions de pH élevé. Les diptères, les libellules, les punaises et les coléoptères se sont montrés résistants à des conditions de pH bas. Les réactions étudiées au niveau taxonomique de l'espèce ou du genre fournissent la meilleure indication des effets susceptibles de se produire sur toute la communauté et des conséquences qui s'ensuivent sur les niveaux trophiques supérieurs.

6.4.3 Les poissons dulçaquicoles

R. C. Weeber, R. W. Brook et D. K. McNicol

Dans les lacs sensibles à l'acidité, les communautés de poissons dulçaquicoles entretiennent des liens écologiques avec les macroinvertébrés, avec les poissons ichtyophages, les oiseaux et autres animaux sauvages pour qui ils sont source de nourriture et, d'une manière moins directe, avec les adeptes de la pêche récréative. On trouve dans les grandes régions du sud-est du Canada sensibles à l'acidité – et en particulier en ON – des bassins versants d'une grande diversité d'espèces de poissons (Chu et al., 2003). Mais beaucoup d'espèces de poissons sont sensibles à l'acidification. En présence de ce phénomène, leur croissance diminue – et conséquemment le nombre de recrues – les métaux toxiques s'accumulent dans leur chair et leur capacité de lutter contre les prédateurs s'amointrit. Dans le rapport d'évaluation de 1997, on a rapporté des baisses de diversité d'espèces de poissons reliées à l'acidité des lacs du sud-est du Canada (voir aussi Doka et al., 2003). Les dimensions du lac, sa localisation et le COD contribuent aux variations rapportées dans ces baisses attribuables à l'acidification. Toutefois, on a déterminé que l'acidité optimale pour la majorité des espèces de poissons équivalait à un $\text{pH} = 5,9$ et qu'à un $\text{pH} = 5,0$, l'acidité devenait critique pour beaucoup d'espèces. On a observé que la probabilité de trouver les espèces comme le grand brochet (*Esox lucius*), le crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*) et l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) augmentait à mesure que l'acidité diminuait, bien que cette probabilité dépendait aussi d'autres facteurs, comme la superficie du lac ou la température moyenne de l'air.

Cette section synthétise une partie des travaux récents qui ont traité des effets de l'acidification sur les poissons dulçaquicoles. La majorité des données appropriées récentes relatives à l'étude des poissons dulçaquicoles porte sur les poissons de pêche sportive, sur le rétablissement des écosystèmes acidifiés (c.-à-d. de l'évolution concomitante de la chimie et des poissons) ou sur les deux (voir les sections 7.4.3.3.3 et 7.5). Les données des travaux présentés dans cette

section (et non dans le chapitre suivant) ne proviennent que de l'ON, car aucune donnée plus récente n'était disponible sur les poissons dulçaquicoles et sur l'acidification autre que celles que Doka et al. (2003) ont utilisées dans leurs travaux.

On a procédé de 1981 à 2002 à l'inventaire des poissons proies typique des oiseaux aquatiques (c.-à-d. les petites perchaudes (*Percia flavescens*), les meuniers, les cyprinidés et familles connexes) qui vivent plutôt dans les petits lacs de tête et les milieux humides de trois régions de l'ON (Muskoka, Sudbury et Algoma, n = 591 lacs) (voir Bendell et McNicol, 1995b). Les lacs étaient modérément acides (pH médian = 5,9, étendue = 4,3 à 7,5), petits (superficie médiane = 4,3 ha, étendue = 0,2 à 112,4) et la majorité d'entre eux n'a été échantillonnée qu'une année seulement (n = 420, 71,3%). Les lacs où aucun poisson n'a été observé ont été classifiés « sans poisson », sinon ils entraient dans la classe de lacs « avec poissons ». On a employé la méthode d'analyse statistique de régression logistique pour mettre à jour et bonifier les modèles sur la probabilité d'observer de petits poissons dans un lac en fonction de ses propriétés chimiques et physiques. Un modèle simplifié a été mis au point grâce à l'utilisation de techniques de sélection de modèles et de moyennes basées sur la théorie de l'information (Burnham et Anderson, 2002). L'analyse de régression logistique multiple a quant à elle servi à évaluer les effets des variables explicatives (voir aussi la section 6.4.4.2; Weeber et al., en prép. a). Les résultats de cette modélisation ont montré que la probabilité d'observer les petits poissons augmentait avec la superficie du lac, son pH, son COD ou sa concentration de Ca²⁺ et que la probabilité d'en observer diminuait avec les teneurs élevées en P total ou en Al³⁺ (tableau 6.10). Le même exercice avait livré des probabilités similaires avec les variables « superficie du lac », « COD » et « pH » (McNicol, 2002; Doka et al., 2003) ainsi qu'avec les teneurs de Ca²⁺ du lac (Bendell et McNicol, 1987); quelques-unes de ces variables se sont avérées utiles pour prévoir la composition de la communauté des poissons dans d'autres études (par ex., Olden, 2003). Cependant, on n'avait pas jusqu'à maintenant rapporté pour ces lacs d'effet curviligne du pH et d'effets aussi importants de l'Al³⁺, du Ca²⁺ et du P total. Le double effet du COD et du pH (figure 6.17) crée un effet curviligne du pH sur la probabilité

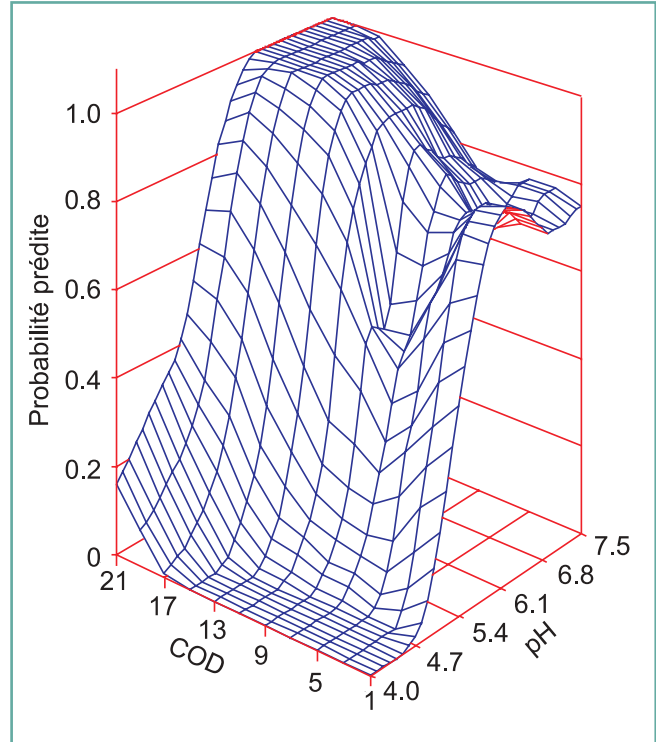


Figure 6.17. Probabilité de présence des petits poissons dans les petits lacs et les milieux humides dans les régions de Muskoka, de Sudbury et d'Algoma en Ontario, exprimée en fonction de la concentration en COD du lac (mg/L) et de son pH.

de présence de poissons, lequel effet tend à se produire quand les valeurs de COD sont modérées et basses. Dans des conditions de pH au-dessus de ~5, la probabilité d'y observer des poissons augmente avec l'augmentation du COD. Tel qu'il est illustré dans la section précédente et la suivante (sections 6.4.2 et 6.4.4), la présence de poissons joue un rôle important dans la réaction des invertébrés aquatiques et des oiseaux aquatiques nicheurs à l'acidification ou au rétablissement des lacs et des milieux humides. L'obtention de données supplémentaires sur la présence et la composition des communautés de petits poissons de lacs d'autres régions de l'est du Canada sensibles à l'acidité permettrait non seulement de raffiner la modélisation, mais d'étendre la portée géographique des résultats. L'amélioration de

Tableau 6.10. Valeurs estimées des paramètres, des intervalles de confiance à 95% et de concordance du modèle de prévision de la présence de petits poissons (cyprinidés, perchaude et meunier noir) des petits lacs et milieux humides des régions de Muskoka, Sudbury et Algoma de l'ON (n = 591 lacs).

Constante	pH	pH ²	COD	Superficie du lac	Ca	P total	Al	Concordance %
-105,3	35,14	-2,92	0,35	0,04	0,53	-0,27	-0,01	86,6
(-140,73; -69,82)	(23,139; 47,131)	(-3,949; -1,896)	(0,230; 0,471)	(0,013; 0,075)	(0,209; 0,846)	(-0,358; -0,176)	(-0,013; -0,004)	

l'estimation de 1) la réaction des petits poissons à l'acidification et 2) du rétablissement des petits lacs et des milieux humides, ainsi que la poursuite des efforts de rétablissement et de gestion des populations de poissons dulçaquicoles destinés à la pêche sportive (voir la section 7.5) constituent les actions à prendre pour que nous en apprenions plus sur notre capacité de prévoir les réactions du biote à l'application de mesures de contrôle des émissions acidifiantes (voir la section 7.6.3.2.1).

6.4.4 Les oiseaux aquatiques nicheurs

R. C. Weeber, R. W. Brook, N. Burgess, L. Champoux, D. Masse, et D. K. McNicol

L'acidification des lacs exerce une action sur les canards, les plongeurs, les hérons et les goélands (repris ci-après sous le générique « oiseaux aquatiques ») mais indirectement, en modifiant les propriétés de leur habitat, la quantité et la qualité de leur nourriture. Dans le rapport d'évaluation de 1997, on a présenté les effets de l'acidification sur la structure du réseau trophique – en particulier sur les communautés de poissons – comme exerçant une influence majeure sur les oiseaux aquatiques nicheurs. La modélisation a en effet indiqué que les effets de l'acidification seule ne suffisaient pas à expliquer la variabilité observée dans la gamme d'habitats que pouvaient occuper quantité d'oiseaux aquatiques; que leurs réactions à l'acidification relevaient aussi d'autres propriétés chimiques et physiques (par ex., le COD, le P total, la superficie des milieux humides) ou d'autres facteurs indirectement liés à l'acidification (par ex., les conditions du temps, la mortalité hivernale, la prédation). On a rapporté dans l'évaluation précédente la présence de relations fortes entre l'acidité des lacs et le succès de reproduction du plongeur huard; que le nombre de naissances d'oisillons avait baissé dans les systèmes acidifiés où la chaîne alimentaire était perturbée et qu'il s'y produisent de la bioaccumulation de métaux toxiques comme le mercure. Ce rapport-ci offre la synthèse 1) de l'évolution démographique des oiseaux aquatiques nicheurs et des mesures de productivité associées, 2) des estimations de la modélisation des relations entre les oiseaux aquatiques et les propriétés des habitats où ils nichent (lacs et milieux humides), autant chimiques, physiques que biologiques (présence de poisson) et 3) des impacts sur les oiseaux aquatiques de la contamination par le mercure de leur réseau trophique liée à l'acidification.

6.4.4.1 Les tendances temporelles

6.4.4.1.1 Les couples reproducteurs

L'étude du comportement des couples d'oiseaux aquatiques reproducteurs en territoire sensible à l'acidité aide à comprendre comment ils réagissent à l'acidité de leur propre habitat. Les tendances de ce comportement au cours du temps ont pu être analysées grâce aux données d'oiseaux aquatiques reproducteurs collectées dans le cadre des inventaires 1) du plongeur huard (*Gavia immer*) du parc de la Mauricie, QC; 2) de couples d'oiseaux aquatiques reproducteurs qui ont été réalisés dans le cadre du programme de biosurveillance du TGDPA (Transport à grande distance des polluants atmosphériques) du SCF-RO mis sur pied dans les régions de Muskoka, Sudbury et Algoma, ON (McNicol et al., 1996); 3) de l'Inventaire canadien des plongeurs huards (ICPH) (McNicol et al., 1995b) 4) de couples d'oiseaux aquatiques reproducteurs qui ont été réalisés dans l'est du Canada dans le cadre de l'application du Plan conjoint sur le canard noir du Plan nord-américain de gestion de la sauvagine (Ross, 1985; Plan nord-américain de gestion de la sauvagine, 1986). Les résultats de ces analyses de tendances ont indiqué que les couples reproducteurs de la plupart des espèces d'oiseaux aquatiques avaient eu des réactions positives ou n'avaient pas montré de signes d'évolution particulière en rapport avec le phénomène d'acidification.

Nous avons eu à notre disposition des données d'inventaires aériens et terrestres de 76 lacs du parc de la Mauricie, QC, qui ont été collectées annuellement entre 1987 et 2002. Il s'agissait de lacs moyennement acides (pH moyen = 6,08, étendue = 5,45 à 6,85); la moyenne des superficies faisait 54 ha (étendue = 2,1 à 396,2 ha). L'analyse de régression linéaire de ces données n'a montré aucune tendance observable dans le nombre de couples de plongeur huards venus s'y établir (moyenne = 25,2, étendue = 18 à 32) ou dans le nombre essayant de se reproduire (moyenne = 14,4, étendue = 11 à 20) (Masse et Champoux, 2003). Cependant, l'analyse des données provenant des inventaires aériens extensifs de couples d'oiseaux aquatiques des régions de Muskoka, de Sudbury et d'Algoma, ON (période d'inventaire et intensité d'échantillonnage respectives: 1988-2002, n = 226 lacs; 1993-2002, n = 156; 1989-2001, n = 234) a mis en lumière quelque signe de changement dans l'évolution de plusieurs oiseaux aquatiques, entre autres du plongeur huard et du grand harle (*Mergus merganser*) (Brook et al., non publié). Les taux annuels de changement dans le nombre de piscivores et d'autres oiseaux aquatiques de ces régions de l'ON et leurs intervalles de confiance à 95 % associés ont été calculés à l'aide du module d'Estimation d'équations (*Estimating Equations*; Link and Sauer, 1994) du système d'appui des décisions WILDSPACE (Wong et al., 2003). Lorsqu'on a groupé les

données par région et classé le plongeon huard et le grand harle dans une classe de la guildes piscivore, le plus grand taux d'augmentation du nombre de couples s'est produit dans la région de Sudbury, qui est fortement endommagée, mais en voie de se rétablir (augmentation annuelle de 11,7%, IC 95% = 6,4-17,3). Des taux plus faibles d'augmentation du nombre de couples piscivores touchent les lacs de l'Algoma (3,7%, IC 95% = 1,9-5,6) et de Muskoka (3,3%, IC 95% = 1-5,7). C'est aussi dans la région de Sudbury que le nombre de couples de canards plongeurs (harle couronné (*Lophodytes cucullatus*), de garrot à œil d'or (*Bucephala clangula*), de fuligule à collier (*Aythya collaris*) a aussi augmenté le plus rapidement (4,8 %, IC 95% = 1,2-8,5). Les canards plongeurs ont aussi augmenté en nombre dans la région d'Algoma (2,4%, IC 95% = 1,2-3,7), mais pas à Muskoka: pas de changement détecté dans cette région (-0,3%, IC 95% = -2,9-2,5). Le nombre de couples de canards de surface (canard colvert (*Anas platyrhynchos*), de canards noirs (*Anas rubripes*), de canards branchus (*Aix sponsa*)) a augmenté à Algoma (6,7%, IC 95% = 3,7-9,7), mais pas de manière significative ni à Sudbury (1%, IC 95% = -6,2-8,7) ni à Muskoka (2,6%, IC 95% = -0,8-6,1).

Lorsqu'on eut réparti, dans l'analyse, les données des couples d'oiseaux aquatiques par classes de lacs de différents pH (faible: < 5,3; moyen: 5,3 à 6,0; élevé: > 6,0), les oiseaux aquatiques piscivores ont augmenté 1) à Muskoka, dans les lacs de pH moyen 2) à Sudbury, dans les lacs des trois classes et 3) à Algoma, dans les lacs de pH moyen et élevé; la plus forte augmentation moyenne s'est produite à Sudbury dans les lacs les plus acides (figure 6.18). Les canards plongeurs ont augmenté significativement dans les lacs de Sudbury de faible pH et dans ceux d'Algoma de pH moyen et élevé. Les couples de canards de surface ont augmenté dans les lacs de Sudbury de pH faible et moyen et dans ceux d'Algoma de pH moyen et élevé. Il s'est produit un inexplicable déclin significatif du nombre de couples de canards de surface dans les lacs de pH élevé de Muskoka, ce qui contraste avec les tendances observées dans les autres régions et avec les autres guildes. Sur la base d'une analyse d'une partie des données de Sudbury (1985-1989), McNicol et al. (1995c) ont pu montrer que dans l'ensemble, le nombre de couples de plongeurs huards avait augmenté; même résultat dans les lacs moyennement acides (pH 5,5-6,3) ou non acides (pH > 6,3). L'analyse des données de cette époque n'a donné aucune preuve de l'évolution particulière des lacs très acides (pH < 5,5). La récente augmentation, livrée par l'analyse, du nombre de couples piscivores observés dans les lacs de faible pH de Sudbury peut traduire l'amélioration de la qualité de l'habitat associée au rétablissement chimique des lacs acidifiés de toute la région (voir les sections 6.3.2.1.3 et 7.4.2.1; McNicol et al., 1995c). On suppose d'après ces résultats que les nouveaux couples d'oiseaux aquatiques

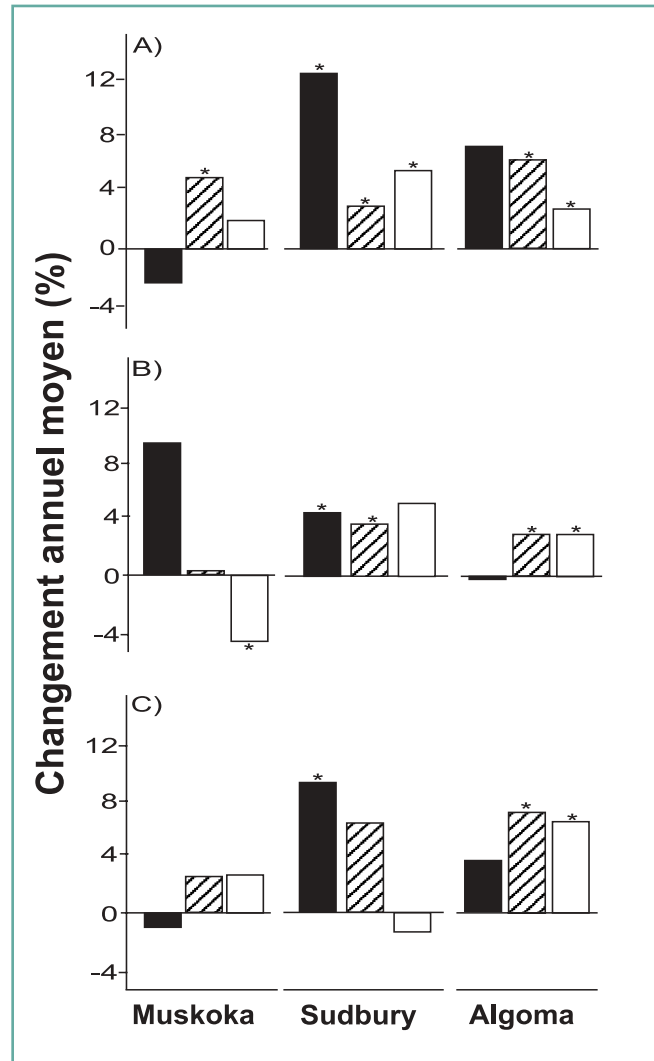


Figure 6.18. Changement annuel moyen du nombre de couples reproducteurs de trois guildes d'oiseaux aquatiques observés sur les lacs des régions de Muskoka, de Sudbury et d'Algoma en Ontario. Les tendances sont montrées par région et sont classifiées selon trois classes de pH (noir (pH < 5,3), hachuré (5,3-6,0) et blanc (pH > 6,0)). On présente les tendances selon les classes de pH A) des piscivores (grand harle et le plongeon huard), B) des plongeurs (harle couronné, garrot à œil d'or et fuligule à collier) et C) des canards de surface (canard colvert, canard noir et canard branchu). Les astérisques indiquent qu'il y a tendance statistiquement significative (c.-à-d. que les intervalles de confiance à 95% sont en dehors de la valeur zéro).

nicheurs, en particulier les piscivores, sont venus occuper des lacs qui ne l'étaient pas auparavant. L'arrivée de nouveaux couples nicheurs dans ces habitats auparavant sous-utilisés à cet effet pourrait également résulter de la redistribution des reproducteurs potentiels des régions environnantes (voir McNicol et al., 1995c). On ne peut donc affirmer que les propriétés de ces lacs et milieux humides se sont suffisamment améliorées pour avoir procuré l'habitat et les ressources alimentaires nécessaires à davantage de couples nicheurs.



Le recensement du plongeon huard effectué au cours des inventaires du Plan conjoint sur le canard noir dans l'est du Canada a aussi indiqué que la population avait augmenté durant les années 1990 (1990-2003) (N. Burgess et B. T. Collins, Service canadien de la faune, Environnement Canada, comm. pers.). Des tendances significatives en ce sens ont été observées dans les provinces de l'ON (augmentation annuelle de 4,7%, IC 95% = 2,2-7,1), du QC (5,8%, IC 95% = 2,6-9,1) et de TN (6,8%, IC 95% = 2,1-11,7). Aucune tendance significative en ce sens n'a été observée au NB (1,8%, IC 95% = -7,6-12,3). Par ailleurs, le recensement des couples de plongeurs a permis de constater qu'ils avaient eu tendance à diminuer en NÉ, tendance non significative toutefois, compte tenu du seuil de probabilité de 5%, (diminution annuelle de -4,0%, IC 95% = -8,5-0,7). Il sera intéressant d'observer si ce déclin s'aggraverait au cours des prochaines années.

6.4.4.1.2 Le rendement de reproduction

Le rendement de reproduction des oiseaux aquatiques et l'acidification des lacs sont reliés plus directement, spécialement dans le cas des couples reproducteurs, parce qu'eux-mêmes et leurs oisillons dépendent fortement des conditions des lacs pour la nidification et la natalité de même que de l'état de la chaîne alimentaire. Dans les lacs acidifiés, tout changement observé dans la nourriture – distribution, composition, disponibilité et qualité – que consomment les oiseaux aquatiques se répercute directement sur la croissance et la survie des oisillons. Les effets toxiques de l'augmentation du mercure provoquée par le phénomène d'acidification affectent aussi leur rendement de reproduction (voir la section 6.4.4.3). La baisse du rendement de reproduction associée à l'acidification des lacs touche le plongeon huard (Wayland et McNicol, 1990; Kerekes et al., 1996; Doka et al., 2003), le grand harle (McNicol, 2002), le canard noir (Haramis et Chu, 1987) et l'hirondelle bicolor (Blancher et McNicol, 1988). Bien que les populations d'oiseaux aquatiques subissent la forte influence de facteurs tels que la dynamique des métapopulations et le taux de survie des jeunes et des adultes, les transformations chimiques qui s'opèrent dans les lacs acidifiés peuvent aussi agir sur leur répartition et leur taux de recrutement.

Les plongeurs huards qui ont été suivis au parc de la Mauricie, QC, entre 1987 et 2002 (n = 76 lacs; voir aussi la section 6.4.4.1.1 ci-dessus) ont pondu en moyenne 1,79 œuf par nid (Masse et Champoux, 2003). Le succès de reproduction moyen a été plus faible dans le cas de couples qui ont occupé 1) des lacs plus petits que 25 ha, 2) des lacs dont le pH < 5,5 ou une Alc < 40 µeq/L, 3) des lacs dont le rivage était de faible complexité et 4) des lacs qui ne renfermaient aucune île. La présence humaine a aussi été corrélée avec la faiblesse du succès de reproduction, les

valeurs plus faibles étant associées aux lacs entourés de plus de 15 riverains-années/ha. Dans le parc, aucune évolution particulière n'a été détectée au cours de toute la période de suivi, ni dans le nombre moyen de couples reproducteurs et d'œufs pondus. Cependant le succès de nidification y a décliné (pente = -1,78; p = 0,03; r² = 0,29) de 15% entre les deux moitiés de la période de suivi (1987-1994 contre 1995-2002) est passé d'un succès de reproduction de 69% durant la période 1987-1994 à 54% durant la période 1995-2002. Le rendement de reproduction – exprimé en nombre total de jeunes observés sur les lacs inventoriés – a aussi décliné de 1987 à 2002 (pente = -0,49, p = 0,02, r² = 0,33) (figure 6.19). Les couples reproducteurs ont eu tendance à choisir des lacs en moyenne plus grands et de pH plus élevé (figure 6.20). De 1987 à 2002, cette tendance s'est révélée légèrement plus manifeste, autant dans l'augmentation du pH des lacs choisis que de leur superficie moyenne (figure 6.20), ce qui indique que le déclin de productivité n'était pas simplement attribuable au dépeuplement des habitats plus pauvres que représentent les lacs petits et acides. Malgré le fait que les perturbations d'origine anthropique ont eu pour effet de rendre les plongeurs moins féconds, des baisses de succès de reproduction ont aussi été signalées pour les lacs non perturbés par les humains (n = 13, pente = -0,20, p = 0,07, r² = 0,21), laissant croire que la baisse de productivité ne serait pas seulement liée aux activités humaines.

L'inventaire national des plongeurs huards reproducteurs (le ICPH) provient principalement d'observations qui ont été réalisées par des observateurs volontaires (McNicol et al., 1995b; voir <http://www.bsc-eoc.org/icphprinc.html>). Les

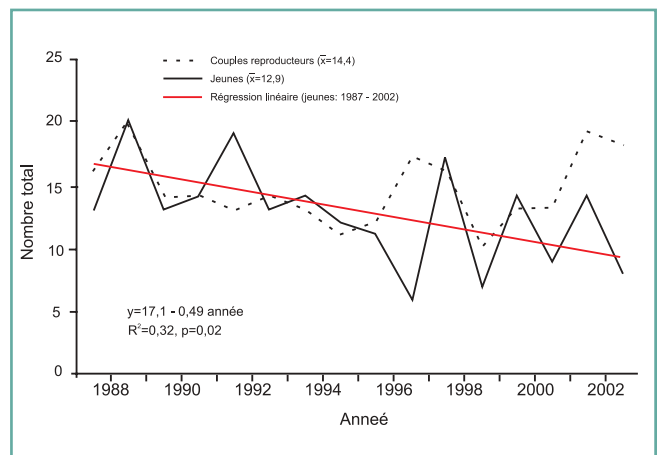


Figure 6.19. Nombre total de couples reproducteurs (ligne hachurée) et de jeunes (ligne pleine) de plongeurs huards observés dans les inventaires de 76 lacs du parc national de la Mauricie, QC, réalisés entre 1987 et 2002. La courbe de régression représente une tendance statistiquement significative (p = 0,02) dans l'évolution du nombre total de jeunes observés dans le parc.

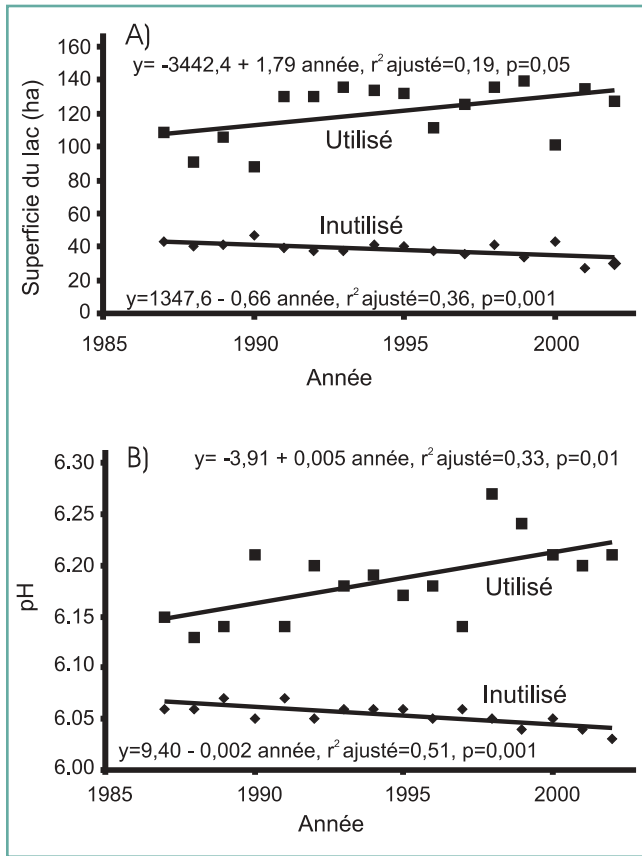


Figure 6.20. Lacs (A = superficies et B = pH; valeurs moyennes) qui n'ont pas été utilisés par les couples reproducteurs de plongeurs huards dans le parc de la Mauricie, QC entre 1987 et 2002 ($n = 76$ lacs). Les équations de régression, leur r^2 ajusté et leur signification sont indiqués pour chaque droite.

observations en provenance de l'ON (Weeber et al., en prép. b), du QC (Timmermans et al., 2004) et de la NÉ (Badzinski et Timmermans, soumis) ont servi à déterminer le succès de reproduction du plongeon en rapport avec l'acidité des lacs et les activités humaines. On a considéré comme équivalent à un succès de reproduction l'observation d'un couple accompagné d'au moins un oisillon (c.-à-d. âgé d'au moins six semaines). Les succès de reproduction ont été évalués sur la base de trois indices. Les deux premiers indices consistaient au calcul de deux proportions statistiquement indépendantes. Le premier indice a donné le nombre de couples dits féconds (c.-à-d. qui ont été vus avec au moins un oisillon), la proportion ayant été exprimée par rapport à tous les couples observés. Le deuxième indice a donné le nombre de couples dits très féconds (c.-à-d. qui ont été vus en compagnie d'au moins deux ou trois oisillons), la proportion ayant été exprimée par rapport à tous les couples féconds observés. Le troisième indice consistait au dénombrement de oisillons observés par couple territorial, une mesure communément employée en modélisation de populations.

En ON, l'analyse des lacs a été réalisée avec des données collectées entre 1981-1999 provenant de 962 lacs, dont 63% ont été maintes fois revisités annuellement (Weeber et al., en prép. b). Comme dans le cas des lacs du parc de la Mauricie, on a noté que le pH moyen (6,8; $S = 0,86$) de l'ICPH – ON était plus élevé comparativement à d'autres valeurs de pH rapportées dans ce chapitre. Par ailleurs, la proportion de lacs acides ($\text{pH} < 6$) (13,2%) était très faible comparativement à la proportion de lacs presque neutres ($\text{pH} 6-7$; 46,6 %) ou non acides ($\text{pH} > 7$; 40,2%). Les lacs inventoriés étaient en moyenne de plus grande superficie (moyenne = 195 ha, $S = 246,6$) que beaucoup de lacs inventoriés pour la sauvagine (voir à section 6.4.4.1.1). Les paramètres inventoriés ont été le pH des lacs, leur superficie et des paramètres rapportés par des observateurs volontaires signalant la présence de l'humain et de ses activités (y compris le pourcentage d'infrastructures occupant le rivage). Les résultats de ces inventaires ont montré que le nombre moyen d'oisillon avait varié de 0,47 à 1,08 oisillon/couple, la moyenne ayant été de 0,71 oisillon/couple. La proportion de couples féconds a varié de 0,34 à 0,76 (moyenne = 0,5) et cette variation s'est révélée significative entre les années ($p = 0,0001$). La proportion de couples très féconds a varié de 0,28 à 0,55 (moyenne = 0,41), mais pas de façon significative entre les années. L'effet de la superficie des lacs et l'effet de leur pH sur la proportion de couples féconds ont tous deux été significatifs

(respectivement $p < 0,0004$ et $p = 0,03$) après que les effets de la variation annuelle ont été contrôlés par ajustement de cette variable déterminante; par contre, seul le pH des lacs s'est révélé profitable sur la proportion de couples très féconds ($p = 0,0002$). Par ailleurs, toujours par le contrôle du même effet déterminant de la variation annuelle, ni la superficie des lacs ni leur pH, ni le pourcentage de rivage habité, ni l'intensité des activités humaines pratiquées n'ont eu d'influence discernable sur l'un ou l'autre des paramètres de reproduction mesurés. L'ajustement de l'effet de la superficie des lacs et du pH a eu pour effet de faire diminuer la proportion de couples féconds sur la période entière (tendance négative; pente = -0,0627, $p < 0,0001$), où un déclin plus important s'est produit à partir du succès maximal atteint en 1987 (pente = -0,1183, $p < 0,0001$, figure 6.21).

Au QC, on a inventorié 277 lacs au moins une fois au cours de la période 1992-2003 (Timmermans et al., 2004) pour évaluer le succès de reproduction du plongeon. Un plus grand pourcentage (60%) des lacs inventoriés au QC par rapport à l'ON a été caractérisé par un pH au moins moyennement acide ($\text{pH} < 6$) et la plupart (63%) faisaient entre 20 à 400 ha. Le nombre moyen de d'oisillons par couple territorial a varié de 0,45 à 0,83 pour une moyenne de 0,59 oisillon/couple. Le succès de reproduction, exprimé en termes de proportions de couples féconds et très féconds, a été en moyenne estimé à

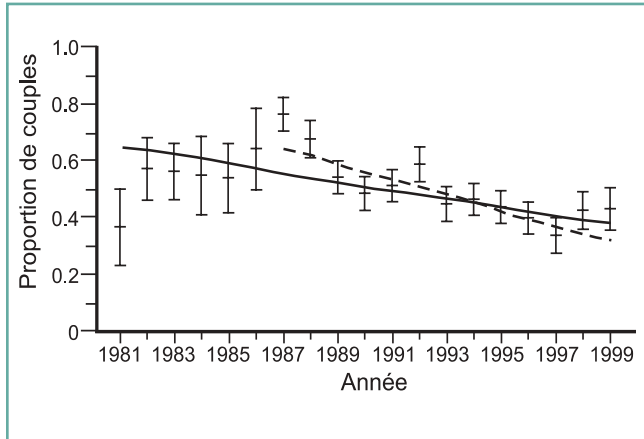


Figure 6.21. Proportion annuelle moyenne (avec ses intervalles de confiance à 95%) de couples de plongeurs huard avec au moins un jeune à avoir pris son premier vol de lacs de l'ON, suivis entre 1981 et 1999 (ligne pleine; n=962 lacs). On a aussi dessiné la tendance estimée de la probabilité de succès de reproduction pour la période entière et celle de 1987 à 1999 (ligne tiretée), après contrôle des effets de la superficie des lacs et de leur pH.

respectivement 0,42 et à 0,44, mais aucune tendance n'a été démontrée sur cette période de 12 ans. La proportion de couples féconds a varié avec les années, bien qu'il ne s'agisse pas d'une variation très forte ($p = 0,11$). Nous avons disposé, sur 94 de ces lacs, des données de pH, de superficies, de mesures des paramètres de l'activité humaine et du développement des rives. Une fois l'effet de la variation annuelle contrôlée dans les exercices de modélisation, le pourcentage de couples féconds s'est trouvé positivement associé avec le pH ($p = 0,01$), mais non le pourcentage de couples très féconds. Une fois les effets de la variation annuelle et de la superficie des lacs contrôlés, aucun effet de l'activité humaine autour des lacs n'a été observé sur l'un ou l'autre des paramètres de succès de reproduction mesurés. Par ailleurs, plus le pourcentage de rivage occupé par les chalets ou autres structures était élevé, plus la proportion de couples féconds l'était aussi ($p = 0,04$). Cette observation s'expliquerait en partie par le fait que les caractéristiques qui attirent les humains sont les mêmes que celles qui attirent aussi les plongeurs reproducteurs (p.ex., des populations de poissons de sport robustes).

Nous avons répertorié des estimations du succès de reproduction des plongeurs en rapport avec 180 lacs de la NÉ, qui ont été inventoriés entre 1991 et 2000 (Badzinski et Timmermans, sous presse). Une faible proportion de ces lacs (<10%) était très acide ($pH < 5,5$); la majorité d'entre eux (environ 70%) était moyennement ou non acide ($6,5 < pH < 7,5$). On a observé des variations de 1,6 à 7,9 mg/L de concentrations de COD des lacs; la superficie de la majorité

d'entre eux (78%) se situait entre 20 et 400 ha. Aucune tendance particulière et aucune variation annuelle n'ont été observées dans les pourcentages des couples féconds et très féconds en relation avec le lac qu'ils occupaient. Cependant, les effets marginalement significatifs de la variation annuelle et du pH se sont fait sentir sur le pourcentage des couples féconds après les ajustements apportés à l'effet des variables déterminantes « variation annuelle » et « superficie des lacs »; les effets ont été plus significatifs dans le cas des couples très féconds (tableau 6.11, Badzinski et Timmermans, sous presse). Bien que la présence de COD favorise de beaucoup l'acidification de quantité de lacs de l'est du Canada (voir la section 6.3), on n'a pas détecté d'effet en ce sens sur les couples de plongeurs dits féconds (au moins un oisillon). Cependant, il y a eu un effet du COD détecté sur le nombre de couples avec deux oisillons (tableau 6.11). Les auteurs de cette étude ont attribué l'effet négatif de l'acidité sur la productivité des couples au nombre relativement faible de lacs acidifiés rapportés dans l'inventaire de la NÉ (<10% des lacs avaient un $pH < 5,5$; pH moyen = 6,2). De plus, Badzinski et Timmermans (sous presse) ont émis l'hypothèse que les interactions qui se produisent entre les facteurs chimiques des lacs aient pu influencer l'atténuation de l'effet de l'acidité. Les résultats n'ont montré aucune indication que les activités humaines ou les sports nautiques aient eu un effet sur la productivité du plongeur une fois l'effet de la variable « superficie des lacs » contrôlé.

Les résultats des inventaires d'oiseaux aquatiques en provenance de lacs de l'ON, du QC et de TN laissent croire que la population des couples de piscivores (plongeur huard, grand harle) y a augmenté au cours de la dernière décennie. On a pu établir avec certitude que dans la région de Sudbury, ON, les oiseaux aquatiques piscivores avaient occupé des lacs de faible pH ($pH < 5,5$), une situation qu'on attribue à l'amélioration générale des conditions observées dans la région. En ON, le nombre de couples de certains oiseaux aquatiques plongeurs (harle couronné, garrot à œil d'or, fuligule à collier) a affiché une tendance à la hausse selon les inventaires réalisés à cet effet; l'inventaire des canards de surface (canard colvert, canard noir, canard branchu) a montré le peu d'évolution – voire pas du tout – du nombre de couples. À l'opposé, on a établi qu'en ON et dans le parc national de la Mauricie au QC, il y avait eu déclin du rendement de reproduction des plongeurs huard. On pense que ce déclin résulterait indirectement de l'acidification des lacs. En effet, il a été démontré que le succès de reproduction des plongeurs dépendait de l'état du réseau trophique, qui lui est très sensible à l'acidification. De plus, on a observé que le déclin du rendement de reproduction n'était pas relié aux

Tableau 6.11. Variation annuelle de la superficie du lac, de son pH et de son COD et effets associés sur le succès de reproduction du plongeon huard occupant les lacs de la NÉ suivis entre 1991 et 2000 (n = 180). Adapté avec la permission de Badzinski et Timmermans (sous presse).

Variable-réaction ^a	Variable explicative	Coefficient ± ET ^b	n	dl	χ^2	P ^c			
C _{f1}	Année	—	42	9	16,20	0,06			
	Superficie du lac (ln (ha))	-0,17 ± 0,23					1	0,46	0,50
	pH	-0,74 ± 0,36					1	3,06	0,08
C _{f2}	Année	—	34	8	14,17	0,08			
	Superficie du lac (ln (ha))	+0,02 ± 0,20					1	1,21	0,27
	pH	-1,06 ± 0,39					1	5,04	0,03
C _{f1}	Année	—	42	9	16,21	0,06			
	Superficie du lac (ln (ha))	-0,09 ± 0,21					1	0,16	0,69
	COD	+0,16 ± 0,19					1	0,73	0,39
C _{f2}	Année	—	34	8	15,61	0,05			
	Superficie du lac (ln (ha))	+0,49 ± 0,22					1	4,42	0,04
	COD	+0,68 ± 0,20					1	6,03	0,01

^a C_{f1} = « couple fécond » (proportion de couples reproducteurs qui réussissent à élever au moins un juvénile)

C_{f2} = « couple très fécond » (proportion de couples reproducteurs qui réussissent à élever deux juvéniles)

^b Estimation des coefficients à partir de la méthode des GEE (*Generalized Estimating Equations*) exprimés en valeurs transformées par le logit. L'effet de l'année n'est pas présenté car cette variable a été incluse dans l'analyse pour isoler l'effet des variations annuelles.

^c Basé sur les statistiques de type III de l'analyse GEE

indices de perturbation anthropique. Cette situation dans laquelle le nombre de couples de plongeurs a augmenté et le succès de reproduction a diminué peut relever 1) de la dynamique même des populations, en évolution vers une structure d'âges différente ou 2) du changement d'habitat des couples en voie de s'établir par rapport à ceux qui élèvent des petits. Les analyses de tendances n'ont pas fourni de preuves directes selon lesquelles les populations d'oiseaux aquatiques subissaient les effets des dépôts acides ou réagissaient au rétablissement de l'habitat. Elles serviront toutefois au raffinement des analyses et à orienter la recherche. La recherche de liens directs entre le taux démographique des populations (par ex., le taux de succès de reproduction, de survie) et les caractéristiques des habitats aiderait à quantifier les effets de l'acidification sur les populations d'oiseaux aquatiques et sur leur productivité.

6.4.4.2 Les habitats associés

Dans l'évaluation de 1997, on a montré la multiplicité des facteurs en cause dans les réactions des oiseaux aquatiques à l'acidité des lacs et des milieux humides. On rapporte ici des résultats de modélisation obtenus avec des données supplémentaires et des techniques de sélection de modèles et de moyennes basées sur la théorie de l'information (Burnham et Anderson, 2002) (Weeber et al., en prép. a). On a étudié les modèles qui simulaient les effets des paramètres lacustres suivants: superficie, pH, concentrations en COD et en Al, degré de complexité du rivage et présence de poissons. Les

données sur les couples reproducteurs et leur couvée proviennent d'inventaires aériens qui ont été réalisés en ON entre 1988 et 2003 (n = 613 lacs) dans les régions de Muskoka, de Sudbury et d'Algoma. Les lacs inventoriés pour lesquels on possédait les valeurs des variables explicatives (n=584) étaient d'acidité moyenne (pH moyen=5,9; étendue=4,3 à 7,5) et de petite superficie (moyenne=7,8 ha; étendue = < 1 à 112 ha); environ 55% d'entre eux étaient sans poisson.

On a élaboré des modèles de régression avec des paramètres estimés censés prévoir avec assez d'exactitude (c.-à-d. avec une concordance moyenne de ≥ 70%) la présence de couples piscivores à l'échelle de la guilda (comprenant le plongeon huard, le grand harle, le grand héron (*Ardea herodias*) et le goéland argenté (*Larus argentatus*)), et à l'échelle de l'espèce, le grand harle, le plongeon huard, le garrot à œil d'or et le harle couronné. Un autre modèle, légèrement moins puissant (concordance = 68,3), a été mis au point pour prévoir la présence des couples des canards plongeurs à l'échelle de la guilda (comprenant le harle couronné, le garrot à œil d'or et le fuligule à collier). On a aussi tenté de modéliser les probabilités d'observer des canards de surface (canard colvert, canard noir, canard branchu) (Weeber et al., en prép. a); ces résultats ne sont pas présentés dans ce rapport. Les observations sur les couples de canards colverts, de canards branchus et sur leur couvée étaient très éparées (souvent < 10% des lacs-années) comparativement à ce qui a été observé chez les espèces piscivores et plongeurs (12 à 35% des lacs-



années). Selon les observations effectuées sur les couples de canards noirs, leur présence était commune (20% des lacs-années). Cependant, étant donné la capacité de prévision plutôt faible des modèles (concordance <63%), il est vraisemblable de penser que le groupe de variables explicatives considérées ne représentait pas suffisamment les habitats que ces espèces occupent.

Selon la modélisation, la présence des couples de piscivores a augmenté avec les valeurs de pH des lacs, de superficie et de présence de poissons et a diminué avec les valeurs de concentrations en COD. La performance du modèle a décliné de 83,3% (tableau 6.12) à 78,9 % (résultat non présenté) lorsque le paramètre « présence de poissons » a été retiré du modèle, ce qui démontre l'importance des poissons en tant que proies dans l'exercice de prévisions des réactions des piscivores à l'acidité des lacs. Avec les modèles de prévision élaborés à l'échelle de l'espèce pour les couples de plongeurs huard (concordance=83,6%) et de grands harles (concordance=79,1%; figure 6.22), la concordance pour les couples de harles est tombée à 72,1% lorsque le même paramètre a été retiré du modèle (résultat non présenté). Selon la prévision donnée par le modèle, la présence de ces deux espèces augmenterait avec le pH des lacs et leur superficie, sauf que dans le cas du plongeur huard, on a aussi observé que sa présence était inversement liée aux teneurs en COD dans les lacs. De plus, la présence du grand harle s'est révélée fortement reliée à la présence de poissons et au degré de complexité du rivage des lacs. Les effets déterminants du pH et de la superficie sur le plongeur et le harle ont aussi été démontrés dans les travaux précédents (par ex., McNicol, 2002; Doka et al., 2003). On a aussi rapporté l'influence de la limpidité de l'eau sur la présence de plongeurs, propriété qui leur permet au cours de la chasse de pouvoir suivre leur proie du regard (McIntyre et Barr, 1997). Le peu d'effet du pH sur la présence de couples d'oiseaux aquatiques piscivores (tableau 6.12) obtenu avec une partie de ces données (par ex., McNicol, 2002) s'explique, pour certaines espèces, par le fait qu'il y avait des données sur la présence de poissons dans les analyses de régression présentées ici, une variable qui a été corrélée positivement avec le pH et le COD des lacs (voir la section 6.4.3).

Les modèles sur les associations habitats-guildes de canards plongeurs (comprenant le harle couronné, le garrot à œil d'or et le fuligule à collier) n'ont pas été aussi précis que ceux qui ont été élaborés pour les piscivores (tableau 6.12). De plus, les effets estimés du pH et du COD ont été contraires à ceux observés dans le cas des piscivores. Les couples de canards plongeurs ont été plus fréquemment observés dans les lacs au rivage complexe, mais la probabilité de trouver davantage de canards plongeurs dans les régions d'Algoma et de Muskoka que dans celle de Sudbury a augmenté après qu'il y ait eu contrôle de

l'effet d'autres variables modélisées. Dans les exercices de prévisions sur les canards plongeurs, c'est avec les données sur les couples de jeunes garrots à œil d'or que les modèles ont livré les meilleures prévisions (concordance=83,6%). La probabilité était plus grande de trouver les couples et les jeunes de cette espèce sur des lacs de petite superficie, acides et sans poisson (figure 6.22). Cependant, après le contrôle des effets estimés des propriétés chimiques et physiques des lacs, la probabilité de les trouver était plus élevée dans la région d'Algoma que dans celle de Sudbury. De plus, la probabilité de trouver des jeunes garrots à œil d'or sur les lacs était plus grande sur ceux dont le rivage était complexe. L'affinité des canards insectivores pour les lacs naturellement sans poisson (par ex., en raison de leur isolation hydrologique) a été rapportée dans l'évaluation de 1997 et observée chez le garrot à œil d'or dans le centre de l'ON (McNicol, 2002). Bien que les conditions extrêmement acides aient le potentiel de nuire de façon chronique aux couples reproducteurs de garrots à œil d'or et d'affecter leur rendement de reproduction, l'espèce peut tout de même bénéficier de l'augmentation des proies disponibles d'invertébrés dans les lacs sans poisson (voir la section 6.4.2.3).

Les estimations sur le nombre de couples de harles couronnés et leurs jeunes qui se trouvent dans un habitat donné se sont révélées médiocres avec les modèles simples d'association d'habitat (concordances respectives=64,7% et 64,3%). Des modèles plus complexes, capables de traiter autant les effets favorables aux couples du pH des lacs, du P total et du degré de complexité du rivage et les effets défavorables du COD que la classe de dimension de la bouche des poissons ont affiché un pouvoir de prévision de plus de 70% (Weeber et al., en prép. a).

La réaction des oiseaux aquatiques nicheurs à l'acidité des petits lacs et des milieux humides qu'ils occupent pour les besoins de la reproduction relève aussi de la présence des petits poissons, de la morphologie des lacs et de leurs propriétés chimiques. Les petits poissons constituent une importante source de nourriture pour certains de ces oiseaux (par ex., les plongeurs, les harles) en plus d'exercer une forte influence sur les macroinvertébrés qui eux-mêmes constituent des proies à quantité d'oiseaux aquatiques et à leur couvée (voir section 6.4.2.3). Il ressort, qu'en considérant la présence de poissons et les propriétés du milieu lacustre telles que la superficie du lac et le degré de complexité du rivage, les couples d'oiseaux aquatiques ont plus de probabilité de fréquenter les lacs de pH élevé. Bien que des espèces de plongeurs insectivores telles que le garrot à œil d'or aient été corrélées positivement avec l'acidité des lacs, la présence plus marquée de ces couples et de leur couvée n'indique pas nécessairement l'absence d'effets de l'acidification sur le développement des canetons, leur succès d'envol ou sur la dynamique des cycles évolutifs importants pour la régulation des populations.



Tableau 6.12. Sommaire des estimations des associations habitats – oiseaux aquatiques réalisées à partir des modèles des guildes et d'espèces spécifiques des régions de Muskoka, Sudbury et Algoma de l'ON entre 1988 et 2003 (n =613 lacs). Les effets modélisés sont ceux déterminés par le mode de sélection des modèles. Ils ont été considérés significatifs si leur intervalle de confiance à 95% (entre parenthèses) était en dehors de zéro. La concordance moyenne a été calculée à l'aide de la technique leave-one-out (jackknife) à partir de valeurs observées et de valeurs prévues (1 000 itérations de 1 000 observations paires) (Olden et Jackson, 2000). Pour le garrot à œil d'or, seules les données d'Algoma et de Sudbury ont été employées parce que Muskoka est situé à la frontière sud de leur aire de reproduction. L'indice de complexité des rives a été calculé comme suit: longueur de la rive/(2 x racine carrée (π x superficie du lac)).

Espèces	SB ^a	Constante	pH	COD	Superficie du lac	Présence de poissons	Indice de complexité des rives	Algoma	Muskoka	n ^b	C ^c	Fréq. ^d
Guilde piscivore	Couple	-2,05 (-3,222, -0,869)	0,03 (0,162, 0,226)	-0,10 (-0,136, -0,061)	0,14 (0,105, 0,166)	1,32 (1,031, 1,613)				3162	83,3	28,5 (34,8)
Plongeon huard	Couple	-3,02 (-4,332, -1,706)	0,21 (0,004, 0,420)	-0,09 (-0,144, -0,038)	0,10 (0,073, 0,128)					3162	83,6	19,3 (20,1)
Grand harle	Couple	-5,07 (-6,740, -3,395)	0,15 (-0,131, 0,423)		0,03 (0,017, 0,045)	2,04 (1,555, 2,524)	0,21 (-0,065, 0,487)			3162	79,1	11,1 (12,4)
Guilde de plongeon	Couple	2,82 (1,766, 3,879)	-0,72 (-0,894, -0,540)	0,02 (-0,014, 0,051)			0,46 (0,276, 0,638)	0,96 (0,639, 1,284)	0,12 (-0,180, 0,419)	3162	68,3	45,1 (49,7)
Garrot à œil d'or	Couple	2,65 (1,246, 4,044)	-0,58 (-0,855, -0,303)		-0,002 (-0,014, 0,010)	-1,47 (-1,882, -1,061)		1,24 (0,861, 1,611)		2179	83,6	32,4 (33,8)
Garrot à œil d'or	Jeune	-0,05 (-1,675, 1,579)	-0,36 (-0,618, -0,104)		-0,04 (-0,058, -0,013)	-1,27 (-1,676, -0,860)	0,48 (0,187, 0,765)	1,31 (0,946, 1,664)		2153	83,6	10,4 (10,4)

^a SB = Stade biologique

^b n = Nombre de lacs-années disponibles pour analyse.

^c C=Pourcentage de concordance moyen.

^d Fréq. = Pourcentage moyen d'années (ou de lacs-années) où les espèces (ou les guildes) ont été observées.

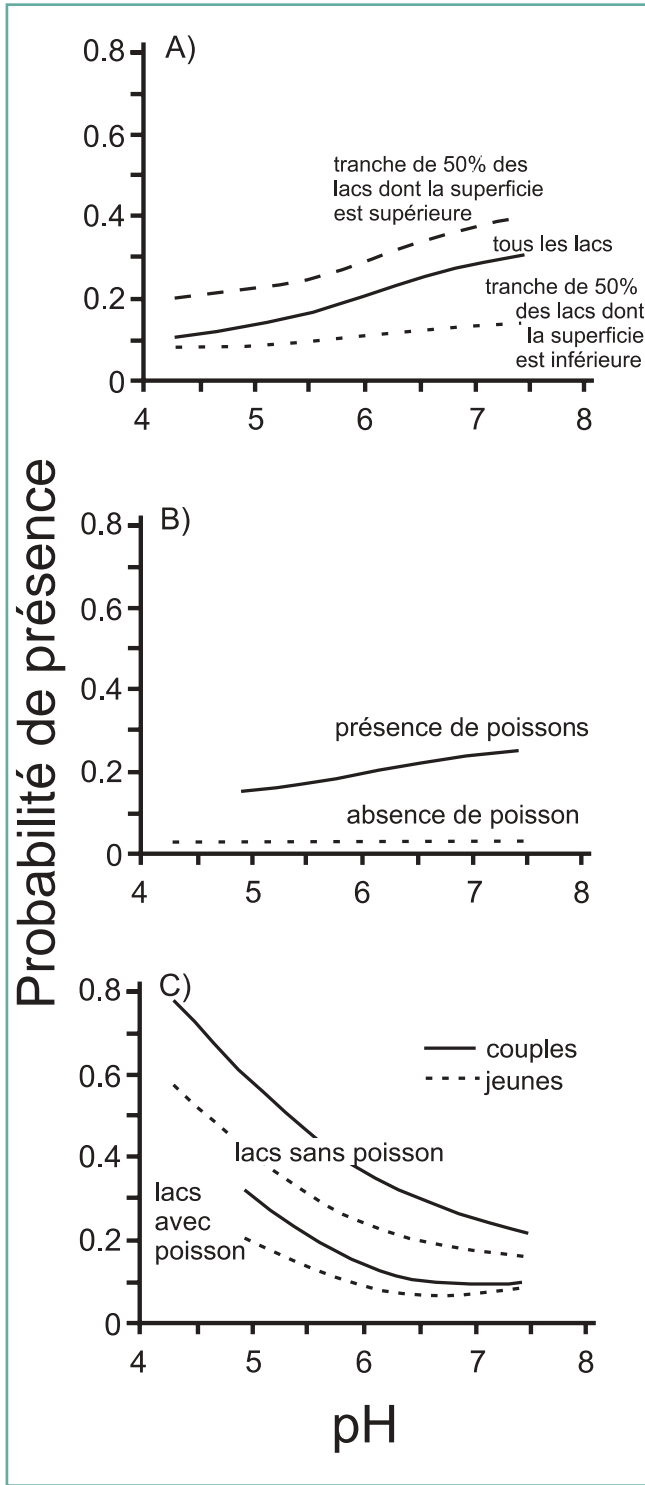


Figure 6.22. Probabilité d’observer l’une ou l’autre des trois espèces d’oiseaux aquatiques en fonction du pH du lac. Les probabilités calculées concernent A) les couples de plongeurs huard basés sur tous les lacs et les lacs dont la superficie fait partie des 50% plus grands, B) les couples de grands harles des lacs avec ou sans poisson; et C) les couples et les jeunes garrots à œil d’or dans les lacs avec et sans poisson. Les probabilités ont été calculées par les modèles présentés au tableau 6.12.

6.4.4.3 Le mercure

Dans le rapport d’évaluation de 1997, on apporte des preuves que le méthylmercure (MeHg) est l’espèce chimique du mercure (Hg) présente dans l’environnement la plus toxique pour le biote. Les sources anthropiques de Hg inorganiques proviennent des retombées atmosphériques de polluants produits par les centrales thermiques au charbon, les incinérateurs de déchets municipaux et produits médicaux dangereux, les fonderies de métaux et les fours à ciment. Dans les écosystèmes aquatiques, le Hg inorganique est converti en MeHg au cours de divers processus chimiques et biologiques et principalement sous l’action des bactéries réductrices du sulfate présentes dans les sédiments et les marécages des lacs. Le poisson accumule des teneurs plus élevées en MeHg à des conditions de pH (<6,7) et de CNA basses (<60 µeq/L) (Spry et Wiener, 1991), probablement en raison de l’augmentation de la production microbienne de MeHg sous ces conditions chimiques (Gilmour et al., 1992). La teneur du sang en Hg des plongeurs huard jeunes ou adultes est négativement corrélée avec le pH des lacs (Meyer et al., 1995) et positivement avec la teneur en Hg des poissons. Les baisses de reproduction des plongeurs sont reliées à des teneurs en Hg des poissons de l’ordre de 0,3-0,4 µ g/g (Barr, 1986). On a estimé que de telles teneurs survenaient dans 5 à 30% des lacs de l’ON (Scheuhammer et Blancher, 1994) suivant les espèces de poissons présentes. Le degré d’accumulation biologique du MeHg semble varier entre les taxons et les niveaux trophiques; cette variation a été mise en évidence pour les sangsues trouvées dans les lacs acidifiés contenant de faibles concentrations de MeHg (McNicol et al., 1997).

La contamination par le mercure demeure un problème environnemental majeur dans les lacs et les rivières de l’est du Canada. Pour cette raison, les organismes gouvernementaux ont émis des avertissements pour que le public de toutes les provinces de l’est du Canada, à l’exception de l’Île-du-Prince-Édouard, limite sa consommation de poissons d’eau douce (Anonyme, 2004).

L’acidification des lacs a pour effet de faire augmenter le taux de conversion de Hg inorganique en MeHg, effet qui induit à son tour l’augmentation des concentrations de MeHg dans l’eau, les sédiments et le biote (Frost et al., 1999). Les teneurs en MeHg dans la chair des poissons d’eau douce sont corrélées négativement avec le pH des lacs du sud de l’ON (Scheuhammer et al., 1998a), du NB et de la NÉ (Burgess et al., 1998a; Carter et al., 2001; Rencz et al., 2003; Drysdale et al., sous presse) et de manière plus générale, dans tout le nord-est de l’Amérique du Nord (Kamman et al., 2005). En devenant fortement biodisponible, le MeHg s’accumule dans la majorité des animaux aquatiques et se bioamplifie dans les réseaux

trophiques aquatiques (Wiener et al., 2003). Le MeHg est extrêmement toxique pour les embryons des oiseaux et mammifères et les jeunes animaux (Scheuhammer, 1991). Ce composé s'attaque aux systèmes nerveux, endocrinien et immunitaire des poissons et de la faune sauvage en croissance (Pollard et Hultman, 1997; Faustman et al., 2002; Drevnick et Sandheinrich, 2003).

L'acidification peut aussi avoir pour effet de réduire la diversité des lacs en espèces de phytoplancton et de zooplancton de même que leur biomasse (voir les sections 6.4.2 et 7.4). La diminution de la biomasse dans les niveaux les plus bas de la chaîne trophique a pour effet de concentrer davantage le MeHg dans les algues et les invertébrés restants, ce qui fait augmenter les concentrations de MeHg dans ses niveaux les plus élevés (Pickhardt et al., 2002). L'acidification fait diminuer le taux de croissance des poissons, ce qui a pour effet, chez les petits poissons, de concentrer davantage en eux le MeHg que dans les petits poissons dont le lac présente un pH plus élevé (Carter et al., 2001; Drysdale et al., sous presse). Par voie de conséquence, la faune piscivore ne peut se trouver que davantage exposée au MeHg.

On a étudié les plongeurs huards à titre d'indicateur de contamination par le Hg des écosystèmes aquatiques et pour les impacts créés sur ces derniers. Les teneurs en Hg dans les œufs et le sang des plongeurs huards tendent à augmenter graduellement depuis l'est de l'ON vers la NÉ (Scheuhammer et al., 1998b, 2001; Burgess et al., 1998a; Champoux et al., sous presse). On a aussi observé cette tendance dans le nord des É.-U. (Evers et al., 1998; Evers et al., 2003). Le sang et les œufs des plongeurs huards adultes et jeunes piscivores des lacs de l'est du Canada ont affiché – de même que leurs proies – des teneurs en Hg qui ont été négativement corrélées avec le pH des lacs (Scheuhammer et al., 1998a, 1998b; Burgess et al., 1998a; Burgess et Hobson, sous presse; Champoux et al., sous presse; Drysdale et al., sous presse). Au QC, en NÉ et au NB, les concentrations de Hg mesurées dans le sang des plongeurs adultes et jeunes et de leurs poissons proies ont été corrélées négativement avec le pH lacustre (figure 6.23). Une fois l'effet du pH contrôlé dans ce modèle de corrélation, on a obtenu des concentrations de Hg plus élevées dans le sang des plongeurs adultes que dans celui des plus jeunes, mais ces dernières se sont révélées plus élevées que dans les poissons proies de petite taille (figure 6.23). Dans les lacs à faible pH du Canada atlantique, on a observé des concentrations en Hg plus élevées dans les poissons et les plongeurs huards, même si des ratios d'isotopes stables d'azote ont indiqué que dans les lacs acides la chaîne alimentaire aquatique pouvait y être plus courte (Burgess et al., 1998a; Burgess et Hobson, sous presse).

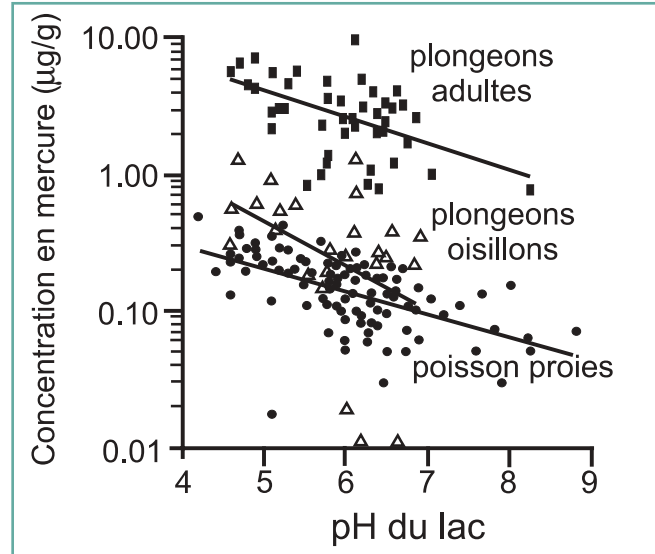


Figure 6.23. Concentrations en mercure dans les plongeurs huards et leurs poissons proies en fonction du pH des lacs de l'est du Canada. Les concentrations en Hg dans le sang ont été mesurées dans les plongeurs huards adultes (carré plein) capturés au QC, en NÉ et au NB (n = 24, 9 et 12 lacs) et les oisillons (triangle blanc; n = 16, 7 et 7 lacs). Les mesures des concentrations moyennes prises dans les poissons proies entiers (cercle plein; 10-15 cm de long) proviennent d'échantillons tirés des mêmes lacs que les lacs où on a mesuré les plongeurs, et de lacs supplémentaires au QC, en NÉ et au NB (n = 56, 23 et 24 lacs). Les équations de régression et les statistiques (erreurs types, p, et r²) sont respectivement pour les plongeurs adultes, les oisillons et les poissons proies: $\log(\text{Hg}_{\text{adulte}}) = 1,57 (0,295) - 0,19 (0,049) \text{pH}_{\text{lac}}$ (n = 45, p < 0,001, r² = 0,26); $\log(\text{Hgoisillon}) = 1,23 (0,760) - 0,32 (0,129) \text{pH}_{\text{lac}}$ (n = 30, p = 0,020, r² = 0,18); $\log(\text{Hg}_{\text{proies}}) = 0,13 (0,148) - 0,17 (0,024) \text{pH}_{\text{lac}}$ (n = 103, p < 0,001, r² = 0,32).

Dans le cas où les teneurs en Hg du sang des plongeurs et des poissons étaient moyennes (c.-à-d. au QC et au NB), il n'y avait pas de relation entre les teneurs en Hg et la productivité des plongeurs. Cependant, lorsqu'elles y étaient élevées (comme en NÉ), leur productivité était réduite (Burgess et al., 1998b; Champoux et al., sous presse). Une relation semblable a été rapportée au Wisconsin entre les teneurs élevées en Hg chez les plongeurs et leur faible productivité (Meyer et al., 1998).

Des changements dans le comportement du plongeur et dans sa croissance ont aussi été reliés à des teneurs élevées en Hg. Au parc national Kejimikujik, NÉ, on a constaté la présence d'une association entre le changement de comportement des oisillons duvetueux (âgés de trois semaines et moins) de plongeurs huards et les teneurs élevées en Hg trouvées dans leur sang (Nocera et Taylor, 1998). Les jeunes plongeurs renfermant des concentrations élevées de Hg passaient moins de temps à chevaucher leurs parents et plus de temps à se nettoyer. On a aussi observé que le taux de succès d'envol des



jeunes plongeurs semblait relié au temps passé sur le dos de leurs parents, laissant croire à une influence positive probable de ce comportement sur leur potentiel de reproduction (Nocera et Taylor, 1998). Dans le cadre d'une expérience menée sur l'ajout de doses contrôlées de mercure dans la nourriture de jeunes plongeurs captifs, on a trouvé que leur taux de croissance n'avait pas été affecté avec l'augmentation du dosage (Kenow et al., 2003). Cependant, les plongeurs issus d'œufs provenant de lacs de pH bas ($\text{pH} \leq 6,3$) ont crû plus lentement que ceux issus d'œufs provenant de lacs de pH neutre ($\text{pH} > 6,3$). Les auteurs de l'étude en ont conclu que ces différences pouvaient être attribuables aux teneurs élevées en Hg contenues dans les œufs provenant des lacs de pH bas. On a aussi rapporté qu'en NE (Burgess et al., 1998b) et en ON (Barr, 1986), les teneurs élevées de Hg mesurées dans les plongeurs adultes et leurs poissons proies avaient été corrélées avec des taux de nidification faibles.

Dans le foie et autres organes de nombreuses espèces de prédateurs de poissons, le MeHg peut être déméthylé dans une forme moins toxique, particulièrement en présence de sélénium (Se). Cela est vrai pour le plongeur huard, le harle (Scheuhammer et al., 1998b; Daoust et al., 1998), la loutre de rivière (*Lontra canadensis*) et le vison (*Mustela vison*; Evans et al., 2000). La relation antagoniste existant entre le Se et le Hg est bien documentée sur les animaux adultes (Cuvin-Aralar et Furness, 1991); les complexes de sélénium-mercure sont beaucoup moins toxiques et plus stables pour les mammifères marins que le MeHg (Honda et al., 1983) et vraisemblablement pour d'autres animaux et oiseaux. Par conséquent, on peut trouver dans des organes des concentrations totales de Hg – en partie liées au Se – beaucoup plus élevées sans qu'elles ne causent de toxicité apparente, ce qui ne serait pas le cas si le Hg était dans sa forme méthylée (Wiener et al., 2003). La déméthylation du Hg et sa fixation avec le sélénium constituent des exemples d'adaptations physiologiques que de nombreux organismes prédateurs de poissons ont développées pour réduire la toxicité du MeHg présent dans leur nourriture. Cependant, il n'y a que les adultes des animaux et oiseaux chez qui s'est produite l'adaptation et non chez les embryons de ces espèces. De 75 à 99% du Hg mesuré dans les œufs du plongeur huard s'est révélé sous forme de MeHg (Scheuhammer et al., 2001; Evers et al., 2003), ce qui indique que cette forme de Hg – qui est transférée des tissus maternels aux embryons – n'est pas déméthylée par ces derniers. Les œufs de canards colverts dans lesquels on a injecté du MeHg et du Se ont éclos avec moins de succès et les embryons y étaient plus difformes que les œufs dans lesquels on avait injecté soit du MeHg soit du Se (Heinz and Hoffman, 1998). Dans cette même étude où l'on avait aussi administré du MeHg, du Se ou les deux composés à la fois à des canards colverts adultes, on a observé, par contraste avec

les résultats sur les œufs, que les individus qui avaient reçu les deux composés étaient plus en santé que ceux qui n'en avaient reçu qu'un seul. Tout comme Scheuhammer l'a avancé (1991), l'impact marqué du mercure sur la reproduction, à des doses d'exposition très inférieures à celles qui affectent la santé des animaux adultes, s'explique en partie par l'incapacité des embryons à déméthyliser le mercure et à le lier au sélénium.

Il demeure difficile d'établir un lien de cause à effet entre le Hg dans la chaîne trophique aquatique et ses effets négatifs (par ex., changement de comportement, de croissance, de taux de survie) sur les prédateurs des niveaux supérieurs comme le plongeur huard parce que, d'après les études de terrain, il existe beaucoup d'autres facteurs de stress environnementaux pouvant causer des impacts similaires (Meyer et al., 1998). La seule façon d'évaluer les risques que court la faune piscivore à l'exposition au Hg, qui soit défendable scientifiquement, est de considérer à la fois les études de laboratoire et de terrain (Kenow et al., 2003). Mentionnons que les risques associés au Hg ne concernent pas seulement les plongeurs huards, mais aussi d'autres prédateurs piscivores comme la loutre des rivières, le vison, la pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) et le balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*) (Evans et al., 1998; DesGranges et al., 1999; Laperle et al., 1999).

Des études effectuées récemment au Wisconsin ont montré que le déclin observé dans les retombées atmosphériques de SO_4^{2-} et de Hg (Watras et al., 2000) avaient été associés à la diminution des concentrations de Hg trouvées dans les poissons (Hrabik and Watras, 2002). Ce phénomène corrélé s'est répercuté en une baisse similaire de Hg chez les plongeurs huards (Fevold et al., 2003). On a pu estimer pour le Wisconsin les contributions relatives de la baisse de SO_4^{2-} et de la baisse de Hg au déclin des teneurs en Hg dans les poissons à partir d'un lac acidifié expérimentalement (Hrabik and Watras, 2002). Les résultats ont montré qu'en contrôlant les émissions et de SO_4^{2-} et de Hg, on pouvait conséquemment contribuer à faire diminuer les teneurs de Hg dans les poissons.

6.4.5 Le saumon atlantique

P. G. Amiro, R. W. Brook et R. C. Weeber

Les populations de saumons atlantiques (*Salmo salar*) ont globalement décliné au cours des 30 dernières années; l'espèce a même disparu de certains cours d'eau en Europe et au Canada (WWF, 2001; MPO, 2002). On a rapporté dans l'évaluation de 1997 (Jeffries, 1997) que les populations de saumons atlantiques des rivières acidifiées de la NE avaient décliné depuis l'évaluation des pluies acides de 1990 (CCRS, 1990). Jeffries (1997) a rapporté que les impacts les plus graves s'étaient produits dans des hautes-terres du sud de cette



province. On rapporte que dans 63 rivières, les populations de saumons ont disparu de 14 d'entre elles ($\text{pH} < 4,7$) et diminué de 90% dans 20 rivières affectées partiellement ($4,7 < \text{pH} < 5,0$), de 10% dans 16 rivières légèrement affectées ($5,1 < \text{pH} < 5,4$), et on considérait qu'elles étaient peu affectées dans 13 rivières, dont le pH moyen annuel était $> 5,4$ (MPO, 1996). La diminution du nombre de poissons adultes qui sont retournés dans les rivières et du nombre de jeunes saumons produits ont aussi été attribuées à l'acidification chronique et périodique des rivières et de leurs affluents (Watt, 1997). L'acidification est aussi en cause dans le déclin du corégone atlantique (*Coregonus huntsmani*), une espèce en voie de disparition. Des populations reliques de corégones ont été trouvées dans deux rivières des hautes-terres du Sud de la NÉ, lesquelles renferment aussi des populations historiques de saumons (Edge and Gilhen, 2001). Les perspectives de rétablissement du corégone atlantique sont traitées dans une section du chapitre 7; les réactions spécifiques de l'espèce à l'acidification sont trop insuffisantes pour être présentées ici. Nous présentons la synthèse des évaluations récentes qui ont été effectuées sur les stocks de saumon atlantique, en insistant sur le cas des rivières des hautes-terres du sud de la NÉ. Les résultats de quelques exercices de modélisation concernant les stocks de poissons de quelques-unes de ces rivières complètent la section ci-dessous.

6.4.5.1 Son état et les tendances

Les populations de saumons atlantiques ont décliné d'au moins 75% entre 1970 et 2000 (WWF, 2001). Elles continuent de décliner en dépit de la fermeture de la pêche au filet au Canada (en 1985, 1992 et 2000) et en dépit des règlements restrictifs concernant la pêche récréative qui ont été décrétés depuis 1983. On considère que le saumon atlantique aurait historiquement occupé approximativement 550 rivières canadiennes (ICES, 2000; WWF, 2002). Les plus gravement affectées par l'acidification seraient quelque 65 rivières localisées dans les hautes-terres du sud de la NÉ (Amiro, 2000; MPO, 2000).

On peut lire dans les plus récents rapports que les conditions chimiques et l'état des stocks de saumon des rivières des hautes-terres du Sud de la NÉ ne se sont pas améliorés, malgré les mesures de réduction des émissions acidifiantes de nombreuses sources qui ont été appliquées depuis (Watt et al., 2000; MPO, 2002; MPO, 2003). Les évaluations récentes sur la situation du saumon touchant ces territoires de la NÉ n'ont pas porté sur toutes les rivières qui en contenaient historiquement, mais plutôt sur un nombre d'entre elles, représentatives de trois classes de pH (MPO, 2003). Les rivières hautement acidifiées ($\text{pH} < 4,7$) constituent des habitats non viables pour le saumon sauvage; l'introduction en

2002 de saumoneaux d'élevage dans l'une de cette classe de rivières a reconfirmé que les activités menées dans l'écloserie seraient probablement vouées à l'échec. Une des rivières représentante de la classe d'acidification partielle ($4,7 < \text{pH} < 5,0$), la East River, a affiché entre 1974 et 2002 un taux général de retour à la frayère sous la barre de 1% (MPO, 2003). On considère que ce taux de retour n'est pas suffisant pour atteindre les objectifs de conservation fixés; on ne prévoit donc pas d'amélioration du taux de retour dans cette rivière. On ne prévoit pas non plus que les saumons retournent en nombre suffisant dans deux autres rivières (rivières St. Mary's et LaHave) qui entrent dans la classe faiblement acidifiée ou pas ($\text{pH} > 5,1$), pour l'atteinte des objectifs de conservation fixés en 2003 (MPO, 2003). On prévoit que d'autres rivières de cette classe d'acidification seront en aussi mauvais état, sinon pire que les rivières représentatives parce que ces dernières ont déjà bénéficié de l'empoissonnement avec des saumoneaux d'élevage. L'empoissonnement avec des saumoneaux dans quelques rivières des hautes-terres du sud de la NÉ a été considéré comme une pratique inefficace pour maintenir les populations viables (Amiro, 2000); c'est pourquoi elle a été abandonnée dans de nombreux cas (MPO, 2002).

Amiro (2000) s'est basé sur les résultats de modélisation de populations de saumons atlantiques d'un sous-ensemble de 65 rivières ($n = 47$) pour avancer l'hypothèse que le saumon atlantique serait disparu de 26 rivières supplémentaires, compte tenu d'un taux de survie en mer de 10%. Avec un taux de survie en mer de 5%, le nombre de rivières sans saumons passerait à 40. On prévoit cependant que le nombre de populations amenées à disparaître sera plus grand que le nombre prévu en 2000 puisque le taux de survie mesuré depuis 1996 est de moins de 5% (plus précisément de 3% pour le saumon sauvage; MPO, 2003).

Selon Amiro (2000), même si l'acidité de certaines rivières des hautes-terres du Sud n'est pas à un seuil létal pour les saumons adultes ou jeunes, les populations de saumons pourraient se trouver dans un état instable, en raison de l'augmentation de la mortalité une fois que les poissons ont quitté les rivières et en raison des effets sublétaux, en particulier pour les rivières de pH variant entre 5,0 et 5,4 et pour celles sujettes à des pics de baisse saisonnière de pH. Les rivières des hautes-terres du sud de la NÉ continuent d'inquiéter; le saumon atlantique continuera probablement d'y décliner (MPO, 2000). Un échantillonnage par pêche à l'électricité dans les rivières de ce territoire réalisé en 2000 a indiqué qu'environ 50% d'entre elles ne contenaient pas de jeunes saumons (Amiro, 2000). De plus, on a trouvé seulement des traces des populations de saumons jeunes en 2003 dans des rivières qui étaient classées comme seulement

« menacées » selon les pronostics établis en 1999 (Amiro et Jefferson, en prép.).

6.4.5.2 Son habitat

La pollution et la modification de l'habitat, par le développement hydroélectrique et la potamotechnie, représentent des menaces majeures pour les populations canadiennes du saumon atlantique (WWF, 2001). Cependant, l'acidification importante qui sévit dans les rivières des hautes-terres du sud de la NÉ résulte d'une combinaison de leur géochimie, des conditions locales du temps, de leurs sols minces et de leur faible CNA (Watt et al., 2000). Aucune preuve n'a montré qu'elles sont en train de se rétablir de l'acidification, bien que le taux de survie des saumons juvéniles y ait varié de façon annuelle (Watt et al., 2000). Le seuil de tolérance du saumon atlantique à l'acidité varie entre pH 5,0 et 5,4 selon les rivières (Watt et al., 2000). On a observé pour cette variation d'acidité des corrélations positives entre l'abondance des jeunes saumons et le pH ($p < 0,05$) et entre la diversité d'espèces de poissons et le pH (Watt et al., 2000).

Pour maintes raisons, le saumon atlantique risque fort de disparaître des rivières qui ont un pH près du seuil toxique (pH 5,0 à 5,4). À ces pH, l'espèce risque de subir certains effets sublétaux: perte de capacité à trouver sa nourriture, diminution de croissance, lésions aux branchies, dérèglement des systèmes endocrinien et osmorégulateur. À ces effets, est associé un taux réduit de retour du nombre de saumons adultes dans ces rivières (voir Magee et al., 2003 pour en savoir plus).

Les concentrations en aluminium (Al) ont augmenté dans les rivières des hautes-terres du Sud entre 1982 et 1996. Les concentrations totales ont augmenté de 0,019 mg/L ($p < 0,001$; Watt et al., 2000), ce qui a eu pour conséquence d'augmenter l'exposition des jeunes saumons à ce métal toxique (Poléo et al., 1997). Cependant, très peu d'Al est sous une forme ionique libre (la forme la plus toxique est l' Al^{3+} à 1 $\mu eq/L$) en présence d'acides organiques, ce qui est communément le cas dans les eaux des hautes-terres du Sud. On ne croit donc pas que la présence d'Al dans la plupart des rivières de cette région pose problème pour la santé des saumons (voir Watt et al., 2000).

Depuis la dernière évaluation des pluies acides, on s'inquiète davantage des populations de saumons atlantiques du Canada (Amiro, 2000; MPO, 2000; MPO, 2003). Cependant, il semble que ce soit seulement les rivières des hautes-terres du sud de la NÉ qui soient affectées par les dépôts acides. Les stocks de saumon dans ces rivières continuent de décliner en raison 1) de l'acidité qui y est toujours présente, 2) de l'absence de leur rétablissement malgré la diminution des retombées

atmosphériques de SO_4^{2-} et 3) du faible taux de survie en mer de l'espèce elle-même. Qui plus est, les effets non létaux dans les rivières modérément acidifiées mettent en danger d'extinction des populations de saumons atlantiques – autrefois viables – en raison de la chaîne trophique, qui en produisant moins, affecte en retour la survie des jeunes saumons de même que le taux de leur survie en mer (Amiro 2000). D'après les modèles de dynamique des populations mis au point depuis la dernière évaluation, on prévoit que le saumon disparaîtra de la plupart des rivières des hautes-terres du sud de la NÉ (dans 40 des 47 rivières soumises à la modélisation) si le taux de survie des adultes demeure au pourcentage actuel ($< 5\%$). Malheureusement, on ne prévoit pas que le rétablissement du pH observé dans les régions qui ont réagi favorablement aux réductions des retombées atmosphériques de SO_4^{2-} se produise dans ces rivières avant 50 ans, voire 70 (Clair et al., 2004). Ces prévisions sont basées sur le fait que la chimie des acides organiques est complexe, que les sources de cations basiques sont faibles et que les rivières en manquent. Cependant, nous devons demeurer optimistes. Selon toute vraisemblance, l'étude de l'évolution récente des retombées atmosphériques sur les hautes-terres du sud de la NÉ en rapport avec les populations disparues a montré que la situation du saumon atlantique aurait atteint « le fond du baril » en matière d'effets négatifs résultant de l'acidification.

6.5 L'ACIDIFICATION PAR L'AZOTE

D. S. Jeffries

Dans son évaluation préliminaire sur l'acidification potentielle des eaux de surface du Canada mettant en cause l'azote (N), Jeffries (1995, 1997) a apporté des preuves de ce phénomène. Il a noté les points suivants:

- ➡ La chimie du N dans l'environnement est beaucoup plus complexe que celle du soufre parce que le premier existe sous de nombreuses formes chimiques; il constitue de plus un élément nutritif majeur.
- ➡ Le N des dépôts atmosphériques devient acidifiant tout comme le SO_4^{2-} quand le bassin versant d'un lac devient saturé en N (c.-à-d. que le N n'est plus retenu dans le bassin versant); des concentrations élevées de NO_3^- se trouvent dans ses eaux de décharge. Un tel phénomène fera obstacle aux avantages écologiques escomptés par le contrôle des émissions de SO_2 .
- ➡ D'après les études sur le bilan massique des bassins versants, les écosystèmes saturés se trouveraient là où les dépôts de N seraient élevés, quoiqu'on y trouve aussi des écosystèmes non saturés. On n'a pas observé de saturation des bassins versants lorsque les dépôts étaient inférieurs à environ 10 kg N/ha/a. Le phénomène

de saturation en N peut être influencé par d'autres facteurs d'origine naturelle (par ex., âge des forêts, conditions du sol, etc.) et par d'autres perturbations de l'écosystème (par ex., dépôts de SO_4^{2-} , changement climatique, etc.).

- ⇒ Selon la classification des inventaires de NO_3^- des lacs, les régions du Canada qui reçoivent de faibles dépôts de N renferment peu de lacs qui présentent des signes de saturation en N ou de son développement, à l'exception des lieux où il existe une source autre de N, comme le lessivat des terres cultivées.
- ⇒ Parmi les lacs qui sont seulement affectés par le N transporté sur de longues distances, un certain nombre d'entre eux a montré des signes d'acidification attribuable au N; ils étaient tous situés dans le sud-est du Canada, en particulier dans le centre-sud de l'ON et le sud-ouest du QC.
- ⇒ Les données portant sur les variations périodiques, saisonnières ou annuelles des concentrations de NO_3^- fournissent une meilleure information que les données sur le degré de saturation en N des lacs (Stoddard, 1994); cependant, les données canadiennes de ce premier type sont limitées. L'examen de telles données n'a pas apporté les preuves que les bassins versants de Plastic Lake (ON) et de Kejimikujik (NÉ) étaient saturés en N, tandis que les variations saisonnières observées aux bassins du lac Laflamme (QC) et de Turkey Lakes (ON) laissent présager qu'il y aurait un début de saturation en N.
- ⇒ Des résultats d'analyses de tendances montrent que beaucoup de lacs du sud-est du Canada et du nord-est des É.-U. ont connu soit une évolution nulle, soit une hausse de leur teneur en NO_3^- au cours des années 1980 à 1990; seuls quelques lacs auraient affiché une tendance à la baisse.

Dans l'évaluation préliminaire de 1997, on en a conclu que le potentiel d'acidification des écosystèmes canadiens par le N existait bel et bien. On avait à cet égard recommandé que les recherches se poursuivent pour que l'on évalue l'état de saturation en N des lacs du Canada, des bassins versants associés et des facteurs qui régissent ce phénomène. La part que joue le N dans le phénomène d'acidification a été le seul aspect du problème qui a été traité explicitement dans l'entente fédérale-provinciale-territoriale sur les pluies acides issue de l'évaluation de 1997 (c.-à-d. la Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000; voir http://www.ec.gc.ca/acidrain/strat/strat_f.htm).

Les inventaires des lacs affectés par les dépôts atmosphériques n'avaient pas pour but de déterminer la présence à l'échelle régionale de concentrations élevées de NO_3^- (voir la section 6.3.1.3). D'après la base de données

multisource des moyennes annuelles présentée à la section 6.3.1.2, la concentration médiane de NO_3^- dans les lacs de toutes les provinces et territoires (SK excepté) était $< 1 \mu\text{eq/L}$ (seuil employé par Jeffries (1995, 1997) pour définir la classe de lacs « de faibles concentrations durant la saison de végétation »; tableau 6.2). Cependant, certains lacs montraient des concentrations élevées de NO_3^- : 14% des lacs échantillonnés de l'ON, 25% de ceux de la SK et, étonnamment, 11% de ceux du NT avaient des concentrations $> 2,5 \mu\text{eq/L}$ (seuil qui définit la classe des « hautes concentrations durant la saison de végétation »). Entre 2% (AB et TNO) et 6% (CB) des lacs échantillonnés présentaient des concentrations de $\text{NO}_3^- > 2,5 \mu\text{eq/L}$ (si l'on exclut les lacs de la NÉ et du NB où le manque de données sur le NO_3^- n'a pas permis de calculer les percentiles de sa concentration). Les présents résultats semblent corroborer les conclusions tirées de l'évaluation de 1997: certains lacs du centre-sud de l'ON semblent avoir été acidifiés par le N; cependant, ce n'est pas le cas pour les lacs du sud-ouest du QC (à l'exception de quelques lacs près de Rouyn-Noranda; voir la section 6.3.2.2). Actuellement, il n'est pas possible de déterminer si les valeurs « élevées » des concentrations de NO_3^- de la base de données multisource sont dues au fait que de la saturation en N était en cours dans les bassins versants des lacs, que les lacs étaient entourés d'éboulis, lesquels tendent à produire un taux de nitrification plus élevé et à lessiver du NO_3^- (Lovett et Mitchell, 2004) ou qu'il y avait des sources anthropiques locales de N.

Depuis la dernière évaluation, un important changement de tendance s'est produit dans les concentrations de NO_3^- des lacs du sud-est du Canada. Les tendances à la hausse dans les quelques concentrations de NO_3^- observées au cours des années 1980 à 1990 et rapportées dans le rapport de 1997 ont disparu dans les années 1990 (voir les sections 6.3.2.1 et 6.3.2.2). La présence limitée de concentrations élevées de NO_3^- dans les provinces et territoires et la disparition des tendances auparavant croissantes relevées dans le sud-est du Canada donnent à penser que l'acidification induite par le N aurait décliné depuis la dernière évaluation, bien qu'il soit probable qu'elle survienne encore. On n'a pas trouvé de raison évidente à ce changement de tendance. Ce n'est certainement pas dû aux dépôts atmosphériques de N, car ils n'ont pas diminué; par contre d'autres perturbations environnementales peuvent avoir influencé le cycle du N. Aber et al. (2002), entre autres, ont évalué l'exportation de l'azote inorganique dissous (NID) du bassin versant de référence que l'on suit depuis le milieu des années 1960: la Forêt expérimentale de Hubbard Brook (NH, É.-U.). Il s'agit d'une forêt tempérée décidue semblable à celle que l'on trouve dans le sud du QC et de l'ON. Alors que les théories les plus acceptées sur le comportement du N dans les écosystèmes forestiers allaient dans le sens d'une

augmentation de l'exportation du NO_3^- du bassin versant à l'échelle d'une décennie, les auteurs ont pu observer le contraire. Il leur a été nécessaire de considérer la gamme complète des perturbations que le bassin versant avait subies (variations climatiques interannuelles, changement dans les quantités et la nature chimique des dépôts atmosphériques, exploitation forestière, rétablissement d'un ouragan et défoliation par les insectes) pour réussir à reproduire avec précision le patron d'exportation du NO_3^- . Évaluer les réactions du N dans le cadre des multiples variations naturelles et perturbations qui surviennent dans les écosystèmes du Canada nécessite en effet qu'on y poursuive les activités de surveillance sur une base continue.

L'importance du N trouvé dans les environnements atmosphérique, forestier, agricole et aquatique a donné – et donne encore – lieu à quantité de publications scientifiques. Au Canada, l'azote a autant été objet d'évaluations générales sur les éléments nutritifs (Chambers et al., 2001) qu'il a été au cœur de quantité d'ateliers scientifiques (par ex., voir plus la centaine de publications réunies dans la revue *Environmental Pollution*, Volume 102, Supplément 1, 1998). S'en tenir à la seule information existant sur l'environnement aquatique dépasse même la portée de la présente évaluation. On ne peut que présenter un portrait partiel des connaissances scientifiques en citant un petit nombre de publications majeures sur le sujet.

Un des concepts qui gagne en importance dans le milieu scientifique pour expliquer l'effet acidifiant de cet élément est celui « des effets en cascade de l'azote » (Galloway et al., 2003; Driscoll et al., 2003). De tous les éléments essentiels aux êtres vivants (N, C, P, O et S), c'est le N qui est le plus abondant: on le trouve autant dans l'atmosphère, l'hydrosphère que dans la biosphère. Pourtant cet élément existe à plus de 99% sous une forme inutilisable (gaz N_2) pour la plupart des organismes. Les phénomènes naturels tels que la foudre ou la fixation bactérienne de N convertissent le N_2 en des formes inorganiques ou organiques; présentement ce sont les activités humaines de production de nourriture et d'énergie qui induisent cette conversion à l'échelle continentale. La fraction (<1%) des réserves de N total qui existe sous forme inorganique et organique est connue sous l'appellation « forme activée de l'azote ».

Les formes activées de N peuvent causer des effets multiples dans les écosystèmes atmosphérique, terrestre, aquatique d'eau douce et marin et sur la santé humaine au fur et à mesure qu'elles se meuvent dans le cycle biogéochimique, d'où le terme « d'effets en cascade de l'azote ». Par exemple, la même molécule activée de N peut contribuer à la

dégradation de la qualité de l'air, à l'acidification du sol et de l'eau de surface, à la perturbation des processus qui ont cours dans les forêts et à l'eutrophisation des eaux côtières. La cascade des effets ne procède pas à la même vitesse selon l'écosystème où elle se produit. L'écosystème terrestre possède une grande capacité d'entreposage à court et long terme des formes activées de N, ce qui peut causer des délais dans la cascade des effets. Pour leur part, les écosystèmes aquatiques d'eau douce possèdent une faible capacité d'entreposage de N, (capacité qui est plus grande dans les écosystèmes humides), ce qui les rend aptes à servir de « conduits » relativement efficaces pour la circulation des formes activées de N, des écosystèmes terrestres vers les écosystèmes marins. Néanmoins, le cycle de N demeure tout de même fortement influencé par l'arrivée des formes activées de N dans les écosystèmes aquatiques d'eau douce. Driscoll et al. (2003) ont conclu des résultats de modélisation que des réductions des émissions de NO_x , au-delà de celles exigées dans le *Clean air Act* des É.-U., seront nécessaires pour mitiger les effets des dépôts élevés de N sur les écosystèmes sensibles du nord-est des É.-U. Cette conclusion semble aussi valable pour les écosystèmes sensibles de l'est du Canada.

Une des conséquences de l'entreposage considérable des formes activées de N dans les écosystèmes terrestres est leur saturation en cet élément. Bien que l'expression « saturation en N » ait été définie de plusieurs façons, toutes les définitions réfèrent à la notion de « l'augmentation de la disponibilité du N au cours du temps [...] entraîne l'allègement des limitations de la disponibilité du N sur la vitesse des fonctions biologiques et l'augmentation de la mobilité du NO_3^- dans les sols » (Aber et al., 1998). Aber et al. (1989) ont ainsi élaboré un modèle conceptuel composé d'un ensemble d'hypothèses intégrées qui décrivent les effets des dépôts élevés de N sur les écosystèmes des forêts tempérées, en mettant l'accent sur la mobilisation de l'Al et du NO_3^- dans les sols, sur l'acidification des sols et des cours d'eau, sur le déséquilibre du N dans les arbres et sur le dépérissement des forêts. L'une des implications des hypothèses avancées était que la réaction des forêts aux dépôts de N ne serait pas linéaire, mais fortement non linéaire et présentant des seuils critiques. Les processus des sols forestiers associés à cette réaction sont discutés au chapitre 5 où l'on traite de ce sujet plus en détail; notons seulement que les expériences de terrain conçues pour tester ces hypothèses les ont parfois confirmées, parfois pas. Ces résultats ont entraîné Aber et al. (1998) à revoir quelque peu leurs hypothèses et à proposer un processus additionnel (l'assimilation par les mycorhizes) qui expliquerait le stockage des entrées de NID dans les sols forestiers.

L'indicateur le plus communément utilisé pour déterminer le degré de saturation en N dans un bassin versant est la présence de hautes concentrations de NO_3^- dans sa décharge, bien que ce soit l'activité biogéochimique complexe du N qui a lieu dans sa portion terrestre qui détermine principalement si et comment les eaux de surface seront acidifiées par les dépôts de N. Les expériences à grande échelle menées dans les forêts résineuses européennes sur cet indicateur ont montré que la saturation en N pouvait être induite (ou renversée) en seulement quelques années (Wright et al., 1995). L'étude de trois écosystèmes forestiers de feuillus tolérants dans la région des Adirondacks de New York, qui avaient des sols et une végétation semblables, a montré que leur biogéochimie respective de N avait différé de façon substantielle (Mitchell et al., 2001a). Les réactions des forêts des Adirondack aux dépôts de N avaient varié selon une suite d'interactions qui s'étaient produites entre les processus hydrologiques, pédologiques et biotiques. On avait considéré que la quantité de NO_3^- exporté des bassins versants et son patron temporel avaient été en partie gouvernés par l'historique à long terme des dépôts de N et par les patrons temporels des précipitations.

Stoddard (1994) a déterminé de façon empirique les concentrations de NO_3^- et leur patron saisonnier dans les eaux de drainage dans le but de classer les bassins versants selon quatre stades de saturation en N (stade 0 à 3). À l'aide de cette classification, Jeffries (1997) a conclu que deux bassins versants, celui de la forêt boréale coniférienne du lac Laflamme (QC) et celui de la forêt décidue mixte du bassin de Turkey Lakes (TLW) (ON) présentaient un début de saturation en N (stade 1 et 2). Depuis 1997, les travaux sur l'acidification induite par le N menés au QC et en ON ont principalement porté sur la détermination des processus biogéochimiques qui contrôlent l'exportation de NO_3^- . Les études au QC ont principalement porté sur le milieu terrestre; les résultats sont présentés au chapitre 5. Dans cette section, on résume les études qui ont été menées en ON, dont la plupart se sont déroulées dans les stations de recherches intensives à Muskoka-Haliburton (M-H), à TLW et à l'ELA. Les champs d'étude ont porté sur 1) l'influence de la topographie du bassin versant sur l'exportation du N, 2) les processus biogéochimiques inférés à partir d'expériences de manipulation du bassin versant ou du bilan massique et 3) les processus biogéochimiques inférés à l'aide des méthodes de géochimie isotopique.

D'un bassin versant à l'autre, les concentrations de NO_3^- dans les cours d'eau varient énormément et peuvent même présenter des tendances différentes (par ex., les affluents du Harpe Lake en M-H, Schiff et al., 2002). Pourtant ils reçoivent les mêmes dépôts de N, se caractérisent par des forêts de même type et de même âge, etc. (par ex., les cours d'eau

d'amont du TLW, Beall et al., 2001). Dans les zones riveraines, l'exportation de N par les cours d'eau peut être atténuée par le fait que la végétation en prélève et les micro-organismes du sol le dénitrifient (Cirmo et McDonnell, 1997), mais Schiff et al. (2002) ont aussi trouvé que la pente du terrain, la stratigraphie du till ou du sol et la conductivité hydraulique étaient des facteurs qui contrôlaient davantage les concentrations de NO_3^- dans les eaux de drainage du bassin versant de Harp Lake. Hazlett et Foster (2002) ont observé pour leur part que les concentrations de NO_3^- s'écoulant en subsurface (*throughflow*), en direction de Little Turkey Lake dans le bassin versant du TLW, avaient grandement varié en fonction d'où elles avaient été mesurées sur la pente. Cette variation venait de la nature des horizons de sol par laquelle l'eau passait. Les concentrations les plus élevées ont été mesurées au haut des pentes dans les sols podzoliques bien développés, bien drainés et plus acides, tandis que les concentrations les plus basses se trouvaient en bas de pente dans les sols moins podzolisés, plus humides et moins bien drainés.

Creed et Band (1996) ont observé que l'exportation de NID (principalement du NO_3^-) du bassin versant de tête de TLW avait varié de $\pm 50\%$ par rapport à l'exportation moyenne du bassin versant entier, tandis que l'exportation d'azote organique dissous (NOD) y avait varié de $\pm 25\%$. Ils ont déterminé que les variations de l'exportation de NID avaient été liées à la vitesse avec laquelle le bassin versant se vidangeait (c.-à-d. ceux qui avaient des temps de vidange courts exportaient moins de NID que ceux qui en avaient des longs); ils ont conclu qu'il fallait considérer la complexité de la topographie pour prévoir l'exportation de NID avec plus de précision. Ces résultats ont permis la mise au point d'un modèle d'exportation du NO_3^- qui, parmi plusieurs caractéristiques, combinait l'eau vidangée des zones sources de hautes concentrations (c.-à-d. près des couches de sol en surface, incluant les zones riveraines) au débit de base de l'eau souterraine (Creed et al., 1996). Par la suite, Creed et al. (2002) ont démontré que les facteurs statiques topographiques tels que la pente, l'orientation et l'élévation constituaient des facteurs déterminants sur le patron spatial du N potentiellement minéralisable dans les sols à TLW. Notons que selon Creed et Band (1996), les mécanismes qui contrôlent l'exportation du NOD à TLW sont encore trop mal connus pour établir des prévisions précises. Un facteur supplémentaire qui peut compliquer la dynamique du NOD à TLW est le fait que de tous les éléments considérés, seul le N s'est accumulé dans la matière organique de la couverture morte au sol au cours du suivi qui a duré 15 ans (Morrison and Foster, 2001). Hill et al. (1999) avaient montré précédemment que la matière organique de l'horizon Ae des sols dans certains bassins versants de M-H représentait un puits pour le NO_3^- .

Les deux communautés de plantes-sols qui dominent les crêtes rocheuses de l'ELA ont montré des réactions contrastées à l'ajout artificiel de NO_3^- . Les îlots de forêt étaient limités en N et ont donc retenu tout le NO_3^- ajouté (Lamontagne et Schiff, 1999). En fait, même quand les îlots de forêt couvraient un faible pourcentage de la surface du bassin versant, ils avaient quand même un fort impact sur l'exportation globale de N du bassin versant parce que l'eau passait en majorité par au moins un de ces îlots avant de s'évacuer du bassin. Par contraste, les surfaces rocheuses qui étaient irrégulièrement couvertes d'îlots de lichens, de mousses et d'herbes semblaient intrinsèquement saturées en N. Le NO_3^- ajouté n'y était plus retenu à l'intérieur d'un an. Selon le devenir du ^{15}N marqué du NO_3^- ajouté, le stockage de N a semblé principalement se produire dans les horizons organiques du sol (27%; cf. conclusions de Hill et al., 1999 mentionnées ci-dessus), bien que le devenir d'un pourcentage important du ^{15}N ajouté n'a pu être déterminé (Lamontagne et al., 2000).

L'établissement des bilans massiques de sept bassins versants du M-H a montré que la plupart du N exporté l'avait été sous forme organique, bien que l'exportation de NO_3^- (inorganique) ait pu varier d'un facteur 10 entre les bassins versants et entre les années (Watmough et Dillon, 2003a). L'exportation totale de N a représenté une fraction des entrées de N venues des apports atmosphériques, c.-à-d. que tous les bassins versants ont montré une accumulation nette de N, et où la forêt qui l'a prélevé a constitué un puits pour cet élément (Watmough et Dillon, 2003b). Hill et al. (1999) avaient déjà trouvé que durant les événements pluvio-hydrologiques de l'automne, le N avait principalement été exporté sous forme de NOD. Ils en ont conclu que l'activité biogéochimique des horizons organiques du sol pouvait réguler les pertes de NID dans l'écoulement de subsurface. Les variations de l'exportation de NO_3^- observées par Watmough et Dillon (2003a) semblaient être causées par les différences entre les caractéristiques des bassins versants (cf. discussion ci-dessus) et les variations du climat. Watmough et al. (2004) ont observé que le patron des concentrations annuelles de NO_3^- de nombreux cours d'eau du M-H se ressemblait. L'analyse de variance de cohérence de 16 bassins versants du M-H a permis de distinguer deux groupes: le premier est caractérisé par les bassins versants dominés par les sols minces, les pentes modérées, une proportion importante de milieux humides et de faibles concentrations de NO_3^- ; le second groupe est caractérisé par des bassins versants dotés de sols plus profonds, de pentes plus fortes, d'une plus faible proportion de milieux humides et de concentrations plus élevées de NO_3^- . En fait, ce deuxième groupe est doté des caractéristiques des stations bien

drainées (cf. Hazlett et Foster, 2002). Le patron de concentrations de NO_3^- des bassins versants où l'influence des milieux humides s'est fait sentir a été corrélé avec les périodes de sécheresse estivales et avec la profondeur du gel cumulée, tandis que le patron des bassins versants bien drainés a été corrélé avec la température moyenne annuelle et avec les périodes de sécheresse estivales.

L'analyse de l'isotope stable a été l'une des méthodes employée pour évaluer les sources de N et le déroulement de ses processus dans le bassin versant de TLW, le plus saturé des bassins expérimentaux du sud-est du Canada (stade 2 de Stoddard). Dans cette étude, on a employé une nouvelle technique dite de « double traçage isotopique » du NO_3^- (quantification des rapports isotopiques des atomes de l'azote et de l'oxygène dans la molécule de NO_3^- ; Spoelstra, 2004). Les faibles valeurs de $\delta^{18}\text{O}$ dans le NO_3^- exporté des cours d'eau de premier ordre des bassins versants non perturbés ont montré que le NO_3^- avait principalement été produit par la nitrification microbienne de l'ammonium dans les sols forestiers (Spoelstra et al., 2001). Or, la contribution la plus importante de NO_3^- de source atmosphérique dans les cours d'eau s'est produite durant la période de fonte des neiges, mais elle n'a jamais dépassé 30%. Par conséquent, l'effet adverse de l'exportation de NO_3^- durant cette période, ainsi que l'acidification périodique qu'il cause, ne peut pas seulement être attribuable au NO_3^- de l'atmosphère accumulé dans la couche de neige au sol. France et Schlaepfer (2000) ont aussi utilisé des rapports isotopiques de N pour démontrer la prévalence de la dynamique du N modifiée par l'activité microbienne dans un milieu humique temporairement humide dans le nord-ouest de l'ON.

Il y a eu de l'exploitation forestière dans des bassins versants du TLW en 1997, ce qui l'a saturé en N à court terme. L'arrêt du prélèvement de l'N par les arbres a résulté en une augmentation spectaculaire de l'exportation de NO_3^- ; on a observé pendant quelque temps des concentrations de NO_3^- qui dépassaient les standards pour l'eau potable (10 mg N/L). Une fois encore, les faibles valeurs de $\delta^{18}\text{O}$ montraient que le NO_3^- exporté des bassins versants exploités provenait de deux sources, principalement du fruit de la nitrification microbienne et, dans une proportion moindre, de l'atmosphère. Il n'y a pas eu d'autres indication de modification isotopique induite par d'autres phénomènes. Le NO_3^- produit dans la couverture morte était très appauvri en ^{15}N comparativement au NO_3^- qu'on a trouvé dans l'eau souterraine et les cours d'eau. Spoelstra (2004) a émis l'hypothèse que le sol minéral sous-jacent était la cause de la disparition de la signature du NO_3^- produit dans la couverture morte en l'immobilisant et en l'assimilant. Étant donné que

les valeurs de ^{15}N du NO_3^- microbien dans l'eau souterraine n'avaient pas changé à la suite de l'exploitation forestière, la vitesse de ce mécanisme hypothétique d'immobilisation ou d'assimilation, qui est la cause de l'appauvrissement du ^{15}N dans le NO_3^- , a dû augmenter pour compenser l'augmentation, dans la couverture morte, du lessivage du NO_3^- appauvri en ^{15}N . Enfin, une très petite zone humide au milieu du bassin versant a retenu très efficacement les hautes concentrations de NO_3^- causées par l'exploitation forestière (Spoelstra et al., soumis). Si le milieu humide avait été localisé encore plus près de l'exutoire du bassin versant, le degré d'atténuation du NO_3^- dans le cours d'eau aurait été encore plus important.

On a conclu dans l'évaluation de 1997 que le N risquait fortement d'acidifier les lacs, en particulier ceux du sud du QC et de l'ON. Les données disponibles sur le NO_3^- dans les inventaires colligés dans la présente évaluation ont permis de constater que cette conclusion était encore valable (du moins pour le sud de l'ON). Cependant, certains lacs renfermant des concentrations élevées de NO_3^- se trouvent dans des régions où les apports atmosphériques en NO_3^- sont faibles (par ex., en SK et au NT); on doit donc déterminer les sources de N ainsi que la dynamique des lacs qui contribuent à ces observations. Mais les analyses de tendances du NO_3^- qui ont été effectuées montrent que l'apport du N à l'effet acidifiant déclinerait; ce déclin doit cependant être mis en rapport avec d'autres facteurs de l'écosystème (par ex., la topographie, le climat, le type de forêt, les autres perturbations et les interactions entre eux) puisque les dépôts atmosphériques de N n'ont pas décliné. Le concept des « effets en cascade de l'azote » est en accord avec l'observation des effets écologiques multiples des dépôts de N qui vont au-delà du problème d'acidification. Enfin, les horizons de sol organique jouent un rôle extrêmement important dans le contrôle de l'entreposage, du cyclage et du largage du N qui ont cours dans les bassins versants. Les analyses isotopiques ont montré sans équivoque que la majorité du NO_3^- exporté des bassins versants forestiers (en ON) provenait de la nitrification microbienne. Les retombées atmosphériques de N subissent des transformations biogéochimiques avant d'être mobilisées puis exportées sous forme de NO_3^- .

6.6 RÉSUMÉ DU CHAPITRE

Les effets chimiques et biologiques des dépôts acides sur les eaux de surface du sud-est du Canada sont documentés depuis les années 1970 (voir la revue de Schlinder, 1988; CCRS, 1990; Longcore et al., 1993); les plus récentes synthèses sur ce sujet ont été produites par Jeffries (1997) et Doka et al. (2003). Nous savons maintenant que les modifications de la

chimie produisent des effets en cascades dans les écosystèmes aquatiques, qui suscitent en eux des réactions qui peuvent se mesurer. Nous résumerons ici les résultats de l'évaluation, qui a été réalisée avec l'information la plus récente concernant les effets au Canada des dépôts acides sur la chimie et le biote aquatiques.

L'évaluation des effets de l'acidification sur le milieu aquatique canadien repose sur des données représentant toutes les provinces et territoires (à l'exception de l'IPÉ).

- ⇒ Nous avons pu disposer de données de chimie de l'eau de 3 130 lacs. L'évaluation de l'état actuel des lacs des provinces de l'est du Canada (définies comme étant celles de l'ON et plus à l'est) repose sur des données qui ont été échantillonnées après 1997 parce que la chimie des eaux de cette région s'est modifiée à la suite de la réduction des retombées acides. Cependant, l'évaluation des lacs des provinces de l'Ouest et des territoires du Nord-Ouest a été réalisée avec des échantillons qui ont été prélevés sur une plus longue période. La banque comprend des données sur les principaux ions et sur d'autres variables chimiques et physiques d'importance pour l'évaluation de l'acidification.
- ⇒ La population échantillon de données n'est toutefois pas représentative de l'ensemble des lacs canadiens. Elle est distribuée irrégulièrement sur le territoire; les lacs sont souvent disposés en grappes. De nombreuses régions ne sont pas représentées, et ce, dans tout le pays. Les lacs échantillons des provinces de l'Est sont davantage situés sur des territoires sensibles à l'acidité, parce qu'ils avaient déjà été sélectionnés pour être suivis, étant donné leur vulnérabilité au phénomène d'acidification. Les lacs de l'Ouest et du Nord ont été échantillonnés pour des raisons diverses, de sorte que les données sur eux viennent autant de territoires sensibles que non sensibles.

On a évalué la sensibilité des lacs à l'acidification et leur état chimique actuel dans tout le Canada.

- ⇒ Les lacs échantillons de l'Est sont généralement vulnérables aux dépôts acides en raison de leurs faibles concentrations de cations basiques (<400 $\mu\text{eq/L}$) et d'Alc (<200 $\mu\text{eq/L}$). Les lacs de la NE et de TN se sont révélés les plus sensibles de tous. Presque tous les lacs échantillons acides (c.-à-d. ceux non dotés de pouvoir tampon; leur Alc était nulle ou négative) se trouvent dans l'est du Canada; plus de la moitié des lacs de la NE sont acides. Entre 27% (NB) et 75% (NE) des lacs de l'Est ont affiché un pH inférieur à 6 – une valeur située sous



la gamme normale de pH – valeur couramment employée comme valeur sous laquelle la structure des écosystèmes et leurs fonctions sont en situation critique (c.-à-d. sous le seuil de la charge critique du milieu aquatique). Certains lacs doivent leur pH bas aux acides organiques naturellement produits dans l'environnement (phénomène qui se trouve reflété par des concentrations élevées de COD).

↳ Les lacs échantillons de l'Ouest et du Nord affichent des distributions très étendues des cations basiques et de l'Alc; beaucoup de ces lacs sont insensibles à l'acidification. La petite population de lacs échantillons du MB ne renferme aucun lac sensible (les concentrations des cations basiques et de l'Alc sont toujours > 400 µeq/L); les territoires sensibles à l'acidité au MB n'étaient simplement pas représentés dans les données. Très peu de lacs de l'Ouest et du Nord ont affiché un pH inférieur à 6, même si certains ont affiché des concentrations en COD élevées.

↳ De manière générale, les plus hautes concentrations de SO_4^{2-} dans les lacs échantillons de l'Est ont été mesurées là où les dépôts atmosphériques étaient élevés. Cependant, cette généralité ne s'est pas appliquée là où le climat est venu influencer dans le bassin versant les processus d'entreposage temporaire et de largage du S du bassin. Les distributions étendues de SO_4^{2-} des lacs échantillons de l'Ouest et du Nord, là où les retombées sont généralement faibles, laisse croire à l'existence de sources de S d'origine géologique.

Le fait d'avoir utilisé des données déjà disponibles pour l'évaluation a eu des implications sur leur représentativité à l'échelle régionale.

↳ L'évaluation de l'état chimique des lacs présente des limites majeures. Même en ne considérant pas les Territoires du Nord-Ouest, on a compté de grandes régions sensibles pour lesquelles nous ne disposons pas de données sinon qu'elles étaient désuètes. Cela est particulièrement vrai pour TN, QC, ON, MB, SK et la CB. De plus, les lacs plus grands étaient davantage représentés alors que de nombreux effets sur le milieu aquatique se produisent dans les petits lacs, qui eux étaient sous-représentés. On a donc recommandé que le prochain échantillonnage soit effectué de manière à représenter la diversité des populations de lacs propre à chaque région.

L'évolution chimique de quelques lacs de l'Est a pu être analysée grâce à un sous-ensemble de données. Dans bien des cas, il a été possible de déterminer la ou les causes des changements (ou non) observés.

↳ La tendance monotone de l'état chimique de 742 lacs de l'Est (638 en ON) a pu être déterminée grâce à la disponibilité d'une série de données suffisamment continue qui couvrait la période 1990-2001. Ces analyses ont indiqué que le SO_4^{2-} avait partout diminué dans le sud-est du Canada à la suite des réductions de SO_2 provenant des émissions nord-américaines. Cette tendance, auparavant discernable seulement dans les lacs de l'ON, s'est généralisée dans les provinces de l'Atlantique (par rapport à ce qui avait été rapporté dans les évaluations précédentes). L'absence de tendance dans le passé s'explique en partie par les variations d'exportation de SO_4^{2-} qui avaient été induites par le climat (le déclin du SO_4^{2-} en ON a été statistiquement significatif dans seulement 29% des lacs, bien que les pentes de régression aient été en majorité négatives). Plusieurs de ces baisses avaient été mesurées dans la région de Sudbury, une région qui avait réagi très favorablement aux réductions d'émissions des fonderies locales. L'analyse de cohérence de la variance entre neuf lacs dans la région de M-H en ON a confirmé la présence d'une relation directe entre la réduction des retombées de SO_4^{2-} et la réduction de ses concentrations dans les lacs, de même que l'influence importante du climat sur la modification de cette relation.

↳ Les tendances à la hausse du pH et de l'Alc des lacs prévalent maintenant par rapport aux tendances rapportées dans les évaluations précédentes. Néanmoins, la réaction prédominante des lacs qui ont été l'objet de ce type d'analyse est « l'absence de tendance » (dans 89% des lacs pour le pH et 83 % pour l'Alc), surtout en raison de la baisse des cations basiques qui est venue contrebalancer la baisse du SO_4^{2-} . L'augmentation de COD (anions organiques) tend vraisemblablement à amoindrir l'amélioration apportée par la remontée du pH ou de l'Alc dans le cas de certains lacs. Le NO_3^- a peu évolué; on détient peu de preuves comme quoi il exercerait une influence sur l'acidité des lacs. L'évolution chimique des lacs du NB et de la région de Rouyn-Noranda au QC, qui a été tirée des analyses issues des inventaires successifs, est généralement en accord avec les tendances observées dans la présente évaluation.

L'acidification induite par l'azote présente un problème potentiel, mais c'est l'acidification induite par le soufre qui pose actuellement problème au Canada.

↳ Les données actuelles sur le NO_3^- confirment les conclusions rapportées dans l'évaluation précédente selon lesquelles le N pouvait se poser en agent acidifiant potentiel, du moins au sud de l'ON. Cependant, les tendances actuelles qu'on rapporte sur le NO_3^-



permettent de supposer que les effets de l'N sont plus souvent qu'autrement en déclin, même si les retombées de N n'ont pas diminué. Des concentrations élevées de NO_3^- sont observées dans certains lacs situés dans des régions où les retombées atmosphériques de NO_3^- sont très basses (par ex., en SK et au NT). Il est nécessaire de trouver les sources du N mesuré dans les lacs et d'évaluer la dynamique de ces derniers. Enfin, le concept des « effets en cascade de l'azote » démontre que les effets écologiques multiples des dépôts de N dépassent le seul problème d'acidification.

Le phénomène d'acidification du milieu aquatique est aussi sous l'influence de facteurs autres que les dépôts atmosphériques.

↳ Les agents acidifiants en cause dans l'acidification des eaux de surface ne sévissent pas seul. On sait qu'ils interagissent fortement avec d'autres facteurs agressants pour l'écosystème tels que le changement climatique, la radiation UV, les contaminants métalliques et organiques, etc., mais plusieurs de ces interactions sont encore mal connues.

Dans un écosystème aquatique acidifié, le biote se trouve affecté par les conditions inhospitalières, la perte d'espèces de proies préférées, la perte de valeur nutritive des proies restantes et par des effets écotoxicologiques (par ex., la toxicité par les métaux). En se combinant, ces phénomènes étendent la portée des effets de l'acidification sur les producteurs primaires (par ex., les algues) aux niveaux les plus élevés de la chaîne trophique (par ex., les poissons piscivores et les oiseaux aquatiques).

↳ L'acidification et les modifications chimiques et physiques qui s'ensuivent créent des impacts majeurs sur la composition taxonomique et la croissance des algues benthiques qui croissent sur les plantes, les pierres, le bois et les sédiments. Qu'elle soit extrême ou chronique, l'acidification réduit la biomasse algale et sa diversité (jusqu'à 70% de la diversité spécifique est perdue dans des conditions d'acidification extrême) et peut entraîner des changements de dominance dans les algues, autant d'eau profonde que des algues flottantes (par ex., les métaphytes).

Les invertébrés benthiques d'eau libre (necton) sont des consommateurs primaires majeurs, proies d'organismes de niveaux trophiques plus élevés tels que les poissons et les oiseaux aquatiques.

↳ De récentes preuves ont corroboré le pH 6 comme étant le seuil sous lequel la structure de la communauté du zooplancton en eau libre pouvait changer de façon critique (par ex., les Daphnées, les copépodes). Cela est vrai pour le zooplancton en eau libre, dont le cas a été bien documenté (voir le chapitre 7), et aussi pour les crustacés de la zone littorale des lacs, dont la diversité d'espèces est en mesure d'occuper une large étendue de conditions d'acidité. Ces propriétés font des crustacés du littoral des bioindicateurs prometteurs pour l'évaluation de l'état d'acidification ou de rétablissement des écosystèmes aquatiques sensibles.

↳ Les conditions d'acidité sont fortement déterminantes sur la composition et l'abondance des espèces d'invertébrés benthiques présentes dans un écosystème aquatique; la présence de poissons se révèle déterminante sur leur réaction. Certaines espèces tolérantes à l'acidité (par ex., certaines libellules et mouches) abondent davantage dans des conditions d'acidité élevée, alors que d'autres invertébrés, comme les éphéméroptères et les mollusques, se raréfient dans de telles conditions. Le pH 5,5 s'est révélé comme étant le seuil critique à partir duquel peuvent s'induire des changements de composition et d'abondance dans les communautés d'invertébrés benthiques.

Les macroinvertébrés (par ex., les libellules et les phryganes) des habitats nectoniques et benthiques constituent une importante source de nourriture pour les oiseaux aquatiques nicheurs, surtout pour les femelles durant la saison de nidification et pour leurs jeunes. La connaissance des effets de l'acidité sur les macroinvertébrés benthiques et nectoniques peut servir de point de départ pour mieux comprendre comment les organismes participant de la chaîne trophique des oiseaux aquatiques réagissent eux-mêmes.

↳ Les mesures de diversité taxonomique et de dominance en nombre des macroinvertébrés sont fréquemment employées pour évaluer les impacts de la pollution et autres facteurs de stress sur les écosystèmes aquatiques. D'après la présente évaluation, ces mesures ont montré que les macroinvertébrés étaient sensibles à l'acidité des lacs et que la présence de poissons avait modifié le comportement des espèces de façon importante. De nombreux groupes de coléoptères et de punaises (par ex., les corixides et les dystiscides) dominent dans les lacs acides (pH <6) dépourvus de poisson. Les libellules et autres coléoptères (par ex., les gyridés) tendent à dominer dans les lacs avec poisson. Par rapport aux lacs acides, les lacs presque neutres contiennent systématiquement plus de familles de macroinvertébrés, et les crustacés, escargots et mollusques y dominent plus fortement (par ex., les amphipodes).

⇨ La considération simultanée de l'effet de la chimie des lacs, de la prédation par les poissons et d'autres propriétés de l'habitat sur la structure de la communauté des macroinvertébrés ouvre la voie à la détermination des effets de l'acidité, située dans le contexte où la communauté est soumise à d'autres contraintes importantes. L'évaluation a permis de démontrer que les escargots, les éphéméroptères et un amphipode (*Hyallela azteca*) s'étaient montrés sensibles à l'acidité des lacs et tolérants à la présence de poissons, après qu'il y a eu contrôle de l'effet des propriétés chimiques et physiques des lacs dans les exercices de modélisation. Les notonectes, un genre phryganes (*Triaenodes*) et certains coléoptères et libellules ont été associés à des lacs de pH bas et sans poisson. D'autres libellules, un autre représentant du genre phryganes (*Anabolia*) et un Gerris (*Rheumatobates rileyi*) se sont montrés tolérants à la présence de poissons, et ce, pour tout un gradient de pH. Ces taxons représentent des bioindicateurs utiles pour évaluer la qualité de la chaîne trophique des oiseaux aquatiques dans les petits lacs sensibles à l'acidité et dans les milieux humides utilisés pour la reproduction, parce que leur réaction à l'acidité est demeurée détectable, malgré l'apport d'autres influences de l'habitat.

La présence de poissons dans les lacs et les milieux humides sensibles à l'acidité influence la façon dont les organismes du réseau trophique réagissent au stress de l'acidité en termes de structure et de composition. L'information la plus récente dans cette évaluation porte sur la restauration et la gestion des populations de poissons de sport (voir le chapitre 7).

⇨ Les résultats de la modélisation présentés dans cette évaluation confirment que la fréquence des petits poissons (par ex., la perche et les cyprins), typiques des petits lacs et des milieux humides sensibles à l'acidité, augmente vraisemblablement avec l'augmentation du pH. La présence de petits poissons est aussi corrélée positivement avec la superficie du lac, le COD et les concentrations de Ca^2 , mais négativement avec les concentrations de P total et de Al dans les lacs.

Les oiseaux aquatiques (canards, plongeurs, hérons et mouettes) sont importants du point de vue écologique, culturel et économique. Leur réaction à l'acidification relève des modifications que ce phénomène entraîne dans les lacs, comme la disponibilité de la nourriture, sa valeur nutritive, sa toxicité (par ex., par sa contamination par le mercure) et la perte de qualité des habitats de nidification.

⇨ Dans cette évaluation, on rapporte qu'il y a eu augmentation du nombre d'oiseaux aquatiques piscivores nicheurs (plongeur huard, grand harle) surtout dans le sud-est du Canada (ON, QC et TN). Selon les observations réalisées dans la région de Sudbury en ON, les oiseaux aquatiques piscivores fréquenteraient des lacs à faible pH ($\text{pH} < 5,5$), probablement en raison de l'amélioration des conditions qui s'est produite dans les lacs de cette région. Le nombre de couples reproducteurs de certains oiseaux aquatiques plongeurs a aussi augmenté (harle couronné, garrot à œil d'or, fuligule à collier), mais il est resté stable dans le cas des canards de surface (canards colvert, canard noir, canard branchu).

⇨ On a vu que le succès de reproduction du plongeur avait été fortement associé aux valeurs de pH du lac et à l'impact de l'acidité sur son réseau trophique. Les preuves rapportées dans l'évaluation indiquent que la productivité des plongeurs huards nicheurs a décliné au cours des deux dernières décennies dans certaines parties de l'ON et du QC. Il y aurait lieu de s'inquiéter si ce déclin se poursuivait et s'étendait.

⇨ On a souligné dans l'évaluation que la réaction des oiseaux aquatiques nicheurs à l'acidité dépendait aussi de la présence des petits poissons, de la morphologie du lac et de ses propriétés chimiques. La probabilité de trouver des couples d'oiseaux aquatiques piscivores dans les lacs est plus élevée si leur pH est plus élevé, même après avoir tenu en considération la présence de poissons et autres importantes propriétés des habitats (superficie du lac, complexité du rivage, COD). La présence d'une espèce de canard plongeur insectivore, le garrot à œil d'or, est corrélée positivement avec l'acidité du lac, mais les effets de l'acidification sur sa productivité ou sa survie le menacent toujours.

⇨ Le méthylmercure (MeHg) est hautement biodisponible, s'accumule dans la majorité des animaux aquatiques, se biomagnifie dans les réseaux trophiques aquatiques et intoxique les embryons en développement et les jeunes animaux. Les résultats de l'évaluation ont de nouveau montré que l'acidification des écosystèmes aquatiques entraînait l'augmentation des concentrations de MeHg dans l'eau, les sédiments et le biote ainsi que dans la faune piscivore et leurs proies. Le pH des lacs est corrélé négativement avec les concentrations de Hg trouvées dans les plongeurs huards adultes, leurs œufs, leurs oisillons et leurs poissons proies. Dans tout le sud-est du Canada, les concentrations de Hg augmentent dans les lacs d'ouest en est. Avec les teneurs élevées en Hg sont associées des impacts sur le rendement de la reproduction, comme la réduction du succès de reproduction et des comportements modifiés chez les

oisillons entraînant chez eux mortalité et réduction du taux de croissance.

Les populations de saumons atlantiques (*Salmo salar*) ont décliné au cours des 30 dernières années; au Canada comme ailleurs, les impacts de ce déclin ont été importants tant du point de vue écologique, économique que culturel.

➔ Les résultats de l'évaluation ont de nouveau montré que les populations de saumons atlantiques des rivières des hautes-terres du Sud de la NÉ étaient encore gravement affectées par l'acidification. Les saumons des rivières dont le pH avoisine la limite du seuil de toxicité (pH de 5,0 à 5,4) risquent grandement de subir les effets sublétaux que ces conditions d'acidité entraînent, comme la réduction de nourriture qui se traduit chez eux par des baisses de croissance, davantage de dommages subis aux branchies et par le dérèglement de leurs systèmes endocrinien et osmorégulateur. La menace continue de peser sur les stocks de saumon à cause de l'acidité des rivières, du faible taux de survie des saumoneaux et du nombre insuffisant de poissons adultes qui remontent frayer. Les prévisions des modèles indiquent que les saumons de la plupart des rivières des hautes-terres du Sud de la NÉ vont disparaître si le taux de survie des adultes demeure au niveau actuel – qui est trop bas – et si le pH tarde encore à se rétablir.

6.7 BIBLIOGRAPHIE

- Aber, J., McDowell, W., Nadelhoffer, K., Magill, A., Berntson, G., Kamakea, M., McNulty, S., Currie, W., Rustad, L., Fernandez, I. 1998. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *Bioscience* 48, 921-934.
- Aber, J.D., Nadelhoffer, K.J., Steudler, P., Melillo, J.M. 1989. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *Bioscience* 39, 378-386.
- Aber, J.D., Ollinger, S.V., Driscoll, C.T., Likens, G.E., Holmes, R.T., Freuder, R.J., Goodale, C.L. 2002. Inorganic nitrogen losses from a forested ecosystem in response to physical, chemical, biotic, and climatic perturbations. *Ecosystems* 5, 648-658.
- Amiro, P. G. 2000. Assessment of the status, vulnerability and prognosis for Atlantic salmon stocks of the southern upland of Nova Scotia. 2000/062, Canadian Stock Assessment Secretariat, 34 p.
- Amiro, P.G., Jefferson, E.M. en préparation. The status of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in rivers of Salmon Fishing Areas 20 and 21, the Southern Upland of Nova Scotia, to 2003.
- Anonyme. 2004. Le mercure dans l'environnement: avis en matière de consommation de poisson. Environnement Canada, <http://www.ec.gc.ca/mercury/FR/index.cfm?>
- Antoniades, D., Douglas, M.S. V., Smol, J.P. 2003a. Comparative physical and chemical limnology of two Canadian High Arctic regions: Alert (Ellesmere Island, NU) and Mould Bay (Prince Patrick Island, NWT). *Arch. Hydrobiol.* 158, 485-516.
- Antoniades, D., Douglas, M.S. V., Smol, J.P. 2003b. The physical and chemical limnology of 24 ponds and one lake from Isachsen, Ellef Ringnes Island, Canadian High Arctic. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 88, 519-538.
- Atlas national du Canada, 5^e édition. 1995. Carte: Capacité des sols et de la roche en place de réduire les précipitations acides. Ressources Naturelles Canada, Ottawa, Ontario. [Disponible à <http://atlas.gc.ca/site/francais/maps/archives/5thedition/environnement/ecology/mcr4157j>]
- Badzinski, S.S., Timmermans, S.T.A. sous presse. Factors influencing productivity of Common Loons breeding on circumneutral lakes in Nova Scotia, Canada. *Hydrobiologia*.
- Baker, J.P., Bernard, D.P., Christensen, S.W., Sale, M.J., Freda, J., Heltcher, K., Marmorek, D., Rowe, L., Scanlon, P., Suter, G., Warren-Hicks, W., Welbourn, P. 1990. Biological effects of changes in surface water acid-base chemistry. NAPAP Rep. 13 Dans: P.M. Irving (éd.), *Acidic Deposition: State of Science and Technology*. Vol. II. *Aquatic Processes and Effects*, U.S. National Acid Precipitation Assessment Program, Washington, D.C. 381 p.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D., Stribling, J.B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. (EPA 841-B-99-002). 2^e édition. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.
- Barr, J.F. 1986. La dynamique des populations de huards à collier (*Gavia immer*) et les eaux contaminées au mercure dans le nord-ouest de l'Ontario. Publication hors série no. 56, Service canadien de la faune, Ottawa (Ontario). 28 p.
- Battarbee, R., Charles, D.F., Dixit, S.S., Renberg, I. 1999. Diatoms as indicators of surface water acidity. Dans: E.F. Stoermer, J.P. Smol, (éd.), *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*, p. 185-127. Cambridge University Press, Cambridge.
- Beall, F.D., Semkin, R.G., Jeffries, D.S. 2001. Trends in the output of first-order basins at Turkey Lakes Watershed, 1982-96. *Ecosystems* 4, 514-526.
- Beamish, R.J., Harvey, H.H. 1972. Acidification of the La Cloche Mountain lakes, Ontario and resulting fish mortalities. *J. Fish. Res. Board Can.* 29, 1131-1143.
- Bendell, B.E., McNicol, D.K. 1987. Fish predation, lake acidity and the composition of aquatic insect assemblages. *Hydrobiologia* 150, 193-202.



- Bendell, B.E., McNicol, D.K. 1995a. Lake acidity, fish predation, and the distribution and abundance of some littoral insects. *Hydrobiologia* 302, 133-145.
- Bendell, B.E., McNicol, D.K. 1995b. The diet of insectivorous ducklings and the acidification of small Ontario lakes. *Can. J. Zool.* 73, 2044-2051.
- Bishop, K.H., Laudon, H., Köhler, S. 2000. Separating the natural and anthropogenic components of spring flood pH decline: a method for areas that are not chronically acidified. *Water Resour. Res.* 30, 1873-1889.
- Blancher, P.J., McNicol, D.K. 1988. Breeding biology of tree swallows in relation to wetland acidity. *Can. J. Zool.* 66, 842-849.
- Bobée, B., Lachance, M., Haemmerli, J., Tessier, A., Cherrette, J.Y., Kramer, J. 1983. Évaluation de la sensibilité à l'acidification des lacs du sud du Québec et incidences sur le réseau d'acquisition de données. Rapport No. 157, INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec.
- Bos, D.G., Cumming, B.F. 2003. Sedimentary cladoceran remains and their relationship to nutrients and other limnological variables in 53 lakes from British Columbia, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60, 1177-1189.
- Bouchard, A. 1997. Recent lake acidification and recovery trends in southern Quebec, Canada. *Water Air Soil Pollut.* 94, 225-245.
- Bowmans, M.F., MacPhee, S., Reid, R., Somers, K.M. non publié. Recovery of littoral benthic macroinvertebrate communities in acid-sensitive lakes associated with reduced long-range transport of sulphur: 1988-2002.
- Brakke, D.F., Landers, D.H., Eilers, J.M. 1988. Chemical and physical characteristics of lakes in the northeastern United States. *Environ. Sci. Technol.* 22, 155-163.
- Brook, R.W., McNicol, D.K., Weeber, R.C. non publié. Trends in Waterbird Pairs Breeding in Acid-sensitive Ontario Lakes (1988-2002).
- Burgess, N.M., Hobson, K.A. sous presse. Bioaccumulation of mercury in yellow perch and common loons in relation to lake chemistry in Atlantic Canada. *Hydrobiologia*.
- Burgess, N., Collins, B.T., Evers, D., Kaplan, J.D., Duggan, M., Kerekes, J. 1998a. Mercury and reproductive success of Common Loons breeding in the Maritimes. Dans: N. Burgess, S. Beauchamp, G. Brun, T. Clair, C. Roberts, L. Rutherford, R. Tordon et O. Vaidya (éd.), *Mercury in Atlantic Canada: a progress report*. Environnement Canada, Sackville (Nouveau-Brunswick), p. 104-109.
- Burgess, N.M., Evers, D.C., Kaplan, J.D. 1998b. Mercury levels in the blood of Common Loons breeding in the Maritimes and their prey. Dans: N. Burgess, S. Beauchamp, G. Brun, T. Clair, C. Roberts, L. Rutherford, R. Tordon et O. Vaidya (éd.), *Mercury in Atlantic Canada: a progress report*. Environnement Canada, Sackville (Nouveau-Brunswick), p. 96-100.
- Burgess, N.M., Evers, D.C., Kaplan, J.D. 2005. Mercury and other contaminants in Common Loons breeding in Atlantic Canada. *Ecotoxicology* 14, 241-252.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer-Verlag. New York, NY. 488 p.
- Carbone, J., Keller, W., Griffiths, R.W. 1998. Effects of changes in acidity on aquatic insects in rocky littoral habitats of lakes near Sudbury, Ontario. *Restor. Ecol.* 6, 376-389.
- Carignan, R. 1989. Géochimie et géochronologie sédimentaire récente de huit lacs du Témiscamingue. INRS-Eau pour le ministère de l'Environnement du Québec, Envirodoq 890521, rapport No. PA-36, Québec, Québec. 142 p.
- Caron, F., Tessier, A., Kramer, J.R., Schwarcz, H.P., Rees, C.E. 1986. Sulfur and oxygen isotopes of sulfate in precipitation and lakewater, Quebec, Canada. *Appl. Geochem.* 1, 601-606.
- Carter, J., Drysdale, C., Burgess, N., Beauchamp, S., Brun, G., D'entremont, A. 2001. Mercury Concentrations in Yellow Perch (*Perca flavescens*) from 24 Lakes at Kejimikujik National Park, Nova Scotia. Parks Canada — Technical Reports in Ecosystem Science. Rapport 031 ISSN 1200-3298; Rapport No. 31., ISBN 0-662-29914-0, Catalogue No. r61-2/19-31-2001e. 26 p.
- CCRS (Comité de coordination de la recherche et de la surveillance). 1990. Rapport canadien d'évaluation de 1990 sur le transport à distance des polluants atmosphériques et sur les dépôts acides: Partie 4 — Effets sur les milieux aquatiques. Comité fédéral-provincial de coordination de la recherche et de la surveillance, Ottawa (Ontario), 184 p.
- Chambers, P.A., Guy, M., Roberts, E.S., Charlton, M.N., Kent, R., Gagnon, C., Grove, G., Foster, N. 2001. Les éléments nutritifs et leurs effets sur l'environnement au Canada. Agriculture et Agro-Alimentaire Canada, Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, Santé Canada et Ressources naturelles Canada. No. de cat. En21-205/2001F. 271 p.
- Champoux, L., Masse, D., Evers, D., Lane, O., Plante, M., Timmerman, S. sous presse. Assessment of mercury exposure and potential effects on Common Loons in Quebec. *Hydrobiologia*.
- Charles, D.F., Battarbee, R.W., Renberg I., van Dam, H., Smol, J.P. 1989. Paleocological analysis of lake acidification trends in North America and Europe using diatoms and chrysophytes. Dans: S.A Norton, S.E. Lindberg, A.L Page, (éd.), *Acid Precipitation*, Vol. 2, p. 207-276. Springer-Verlag, Stuttgart.



- Chu, C., Minns, C.K., Mandrak, N.E. 2003. Comparative regional assessment of factors impacting freshwater fish biodiversity in Canada. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 60, 624-634.
- Cirmo, P.C., McDonnell, J.J. 1997. Linking the hydrologic and biogeochemical controls of nitrogen transport in near-stream zones of temperate catchments: a review. *J. Hydrol.* 199, 88-120.
- Clair, T.A., Dillon, P.J., Ion, J., Jeffries, D.S., Papineau, M., Vet, R.J. 1995. Regional precipitation and surface water chemistry trends in southeastern Canada (1983-91). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52, 197-212.
- Clair, T.A., Ehrman, J.M., Ouellet, A.J., Brun, G.L., Lockerbie, D.M., Ro, C.-U. 2002. Changes in freshwater acidification trends in Canada's Atlantic provinces: 1983-1997. *Water Air Soil Pollut.* 135, 335-354.
- Clair, T.A., Dennis, I.F., Amiro, P.G., Cosby, B.J. 2004. Past and future chemistry changes in acidified Nova Scotian Atlantic Salmon (*Salmo salar*) rivers: A dynamic modeling approach. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61, 1965-1975.
- Cluis, D.A., Langlois, C., Van Coille, R., Laberge, C. 1989. Development of a software package for trend detection in temporal series: application to water and industrial effluent quality data for the St. Lawrence River. *Environ. Monit. Assess.* 12, 429-441.
- Cook, R.B., Kelly, C.A., Schindler, D.W., Turner, M.A. 1986. Mechanisms of hydrogen ion neutralization in an experimentally acidified lake. *Limnol. Oceanogr.* 31, 134-148.
- Couture, S. 1995. Response of the Laflamme Lake watershed, Quebec, to reduced sulphate deposition (1981-1992). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52, 1936-1943.
- Creed, I.F., Band, L.E. 1998. Export of nitrogen from catchments within a temperate forest: evidence for a unifying mechanism regulated by variable source area dynamics. *Water Resour. Res.* 34, 3105-3120.
- Creed, I.F., Band, L.E., Foster, N.W., Morrison, I.K., Nicolson, J.A., Semkin, R.S., Jeffries, D.S. 1996. Regulation of nitrate-N release from temperate forests: a test of the N flushing hypothesis. *Wat. Resour. Res.* 32, 3337-3354.
- Creed, I.F., Trick, C.G., Band, L.E., Morrison, K. 2002. Characterizing the spatial pattern of soil carbon and nitrogen pools in the Turkey Lakes Watershed: a comparison of regression techniques. *Water Air Soil Pollut., Focus* 2, 81-102.
- Cuvin-Aralar, M.L. A., Furness, R.W. 1991. Mercury and selenium interaction: a review. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 21, 348-364.
- Daoust, P.-Y., Conboy, G., McBurney, S., Burgess, N. 1998. Interactive mortality factors in common loons from Maritime Canada. *J. Wildl. Dis.* 34, 524-531.
- DesGranges, J.-L., Rodrigue, J., Tardif, B., Laperle, M. 1999. Breeding success of osprey under high seasonal methylmercury exposure. Dans: M. Lucotte, R. Schetangne, N. Thérien, C. Langlois, A. Tremblay (éd.), *Mercury in the biogeochemical cycle: Natural environments and hydroelectric reservoirs of northern Quebec (Canada)*, p. 287-293. Springer. New York, NY.
- Dillon, P.J., Molot, L.A., Futter, M. 1997. A note on the effects of El Niño-related drought on the recovery of acidified lakes. *Environ. Monit. Assess.* 46, 105-112.
- Dillon, P.J., Reid, R.A., Girard, R. 1986. Changes in the chemistry of lakes near Sudbury, Ontario following reductions of SO₂ emissions. *Water Air Soil Pollut.* 31, 59-65.
- Dillon, P.J., Somers, K.M., Findeis, J., Eimers, M.C. 2003. Coherent response of lakes in Ontario, Canada to reductions in sulphur deposition: the effects of climate on sulphate concentrations. *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 7, 585-595.
- Dixit, S.S., Dixit, A.S., Smol, J.P. 2002. Diatom and chrysophyte transfer functions and inferences of post-industrial acidification and recent recovery trends in Killarney lakes (Ontario, Canada). *J. Paleolimnol.* 27, 79-96.
- Dixit, S.S., Keller, W., Dixit, A.S., Smol, J.P. 2001. Diatom-inferred dissolved organic reconstructions provide assessments of past UV-B penetration in Canadian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 543-550.
- Doka, S.E., McNicol, D.K., Mallory, M.L., Wong, I., Minns, C.K., Yan, N.D. 2003. Assessing potential for recovery of biotic richness and indicator species due to changes in acidic deposition and lake pH of five areas of southeastern Canada. *Environ. Monit. Assess.* 88, 53-101.
- Drevnick, P.E., Sandheinrich, M.B. 2003. Effects of dietary methylmercury on reproductive endocrinology of fathead minnows. *Environ. Sci. Technol.* 37, 4390-4396.
- Driscoll, C., Whittall, D., Aber, J., Boyer, E., Castro, M., Cronan, C., Goodale, C., Groffman, P., Hopkinson, C., Lambert, K., Lawrence, G., Ollinger, S. 2003. Nitrogen pollution: sources and consequences in the U.S. northeast. *Environment* 45, 8-22.
- Driscoll, C.T., Postek, K.M., Kretser, W., Raynal, D.J. 1995. Long-term trends in the chemistry of precipitation and lake water in the Adirondack region of New York, USA. *Water Air Soil Pollut.* 85, 583-588.
- Drysdale, C., Burgess, N.M., d'Entremont, A., Carter, J., Brun, G. sous presse. Mercury in brook trout, white perch and yellow perch in Kejimikujik National Park and National Historic Site. Dans: A. Rencz, N. O'Driscoll (éd.), *Mercury cycling in a wetland dominated ecosystem: a multidisciplinary study*. SETAC Press, Pensacola FL.
- Dupont, J. 1992a. Québec Lake Survey: 1. Statistical assessment of surface water quality. *Water Air Soil Pollut.* 61, 107-124.

- Dupont, J. 1992b. Québec Lake Survey: 2. Origin and extent of acidification. *Water Air Soil Pollut.* 61, 125-137.
- Dupont, J. 1996. Effets des réductions des émissions de SO₂ sur la qualité de l'eau des lacs de l'ouest québécois. *Environoq* no. EN980066, rapport no. PA-53/1, Ministère de l'Environnement et de la faune du Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, Québec. 31 p. [Disponible à: <http://www.mddep.gouv.qc.ca/air/inter.htm>]
- Dupont, J. 1997. Effets des réductions d'émissions de SO₂ sur la qualité de l'eau des lacs de l'ouest québécois, Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la qualité des cours d'eau, rapport No. QEN/PA-53/1, 31 p.
- Dupont, J. 2004. Projet Noranda phase IV – Évolution récente de l'acidité des lacs de l'ouest québécois, Québec, Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, *Environoq* No. ENV/2004/0136, collection No. QE/141, 26pp, 4 ann.
- Edge, T.A., Gilhen, J. 2001. Updated status report on the endangered Atlantic whitefish, *Coregonus huntsmani*. *Can. Field Nat.* 115, 635-652.
- Ehrman, J.M., Clair, T.A. 1995. Step-wise analysis of precipitation and river chemistry trends in Atlantic Canada. *Water Air Soil Pollut.* 85, 671-676.
- Eimers, M.C., Dillon, P.J. 2002. Climate effects on sulphate flux from forested catchments in south-central Ontario. *Biogeochemistry* 61, 337-355.
- Eimers, M.C., Dillon, P.J., Schiff, S.L. 2004. Sulphate flux from an upland forested catchment in south-central Ontario, Canada. *Water Air Soil Pollut.* 152, 3-21.
- Eimers, M.C., Dillon, P.J., Schiff, S.L., Jeffries, D.S. 2003. The effects of drying and re-wetting and increased temperature on sulphate release from upland and wetland material. *Soil Biol. Biochem.* 35, 1663-1673.
- Environment Canada. 1997. 1997 Canadian Acid Rain Assessment, Volume 2: Atmospheric science assessment report. Department of Environment, Ottawa, Ontario, Canada.
- Environnement Canada. 2004. Archives de la Série nationale des indicateurs environnementaux. <http://www.ec.gc.ca/soer-ree/Francais/Indicators/Issues/AcidRain/default.cfm>
- Eriksson, L. 1999. Comparison of different indices used in the 95 national survey of lakes and streams in Sweden. Dans: G.G. Raddum, B.O. Rosseland, and J. Bowman (éd.). *Proceedings of a Workshop on Biological Assessment and Monitoring; Evaluation and Models*. Zakopane, Pologne, 13 octobre 1999. p.35-43.
- Evans, H.E., Dillon, P.J., Molot, L.A. 1997. The use of mass balance investigations in the study of the biogeochemical cycle of sulfur. *Hydrol. Process.* 11, 765-782.
- Evans, R.D., Addison, E.M., Villeneuve, J.Y., MacDonald, K.S., Joachim, D.G. 1998. An examination of spatial variation in mercury concentrations in otter (*Lutra canadensis*) in south-central Ontario. *Sci. Tot. Environ.* 213, 239-245.
- Evans, R.D., Addison, E.M., Villeneuve, J.Y., MacDonald, K.S., Joachim, D.G. 2000. Distribution of inorganic and methylmercury among tissues in mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra canadensis*). *Environ. Res. (Sect. A)* 60, 305-317.
- Evers, D.C., Kaplan, J.D., Meyer, M.W., Reaman, P.S., Braselton, W.E., Major, A., Surgeaa, N., Scheuhammer, A.M. 1998. Geographic trend in mercury measured in common loon feathers and blood. *Environ. Toxicol. Chem.* 17, 173-183.
- Evers, D.C., Taylor, K.M., Major, A., Taylor, R.J., Poppenga, R.H., Scheuhammer, A.M. 2003. Common loon eggs as indicators of methylmercury availability in North America. *Ecotoxicology* 12, 69-81.
- Faulkenham, S.E., Hall, R.I., Dillon, P.J., Karst-Riddoch, T. 2003. Effects of drought-induced acidification on diatom communities in acid-sensitive Ontario lakes. *Limnol. Oceanogr.* 48, 1662-1673.
- Faustman, E.M., Ponce, R.A., Ou, Y.C., Mendoza, A.C., Lewandowski, T., Kavanagh, T. 2002. Investigations of methylmercury-induced alterations in neurogenesis. *Environ. Health Perspect.* 110, 859-864.
- Fevold, B.M., Meyer, M.W., Rasmussen, P.W., Temple, S.A. 2003. Bioaccumulation patterns and temporal trends of mercury exposure in Wisconsin common loons. *Ecotoxicology* 12, 83-93.
- France, R.L., Schlaepfer, M.A. 2000. ¹³C and ¹⁵N depletion in components of a foodweb from an ephemeral boreal wetland compared to boreal lakes: putative evidence for microbial processes. *Hydrobiologia* 439, 1-6.
- Frost, T.M., Montz, P.K., Morris, D.P. 1999. Multiple stresses from a single agent: diverse responses to the experimental acidification of Little Rock Lake, Wisconsin. *Limnol. Oceanogr.* 44, 784-794.
- Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling, E.B., Cosby, B.J. 2003. The nitrogen cascade. *Bioscience* 53, 341-356.
- Galloway, J.N., Norton, S.A., Church, M.R. 1983. Freshwater acidification from atmospheric deposition of sulfuric acid: a conceptual model. *Environ. Sci. Technol.* 17, 541-545.
- Gilmour, C.C., Henry, E.A., Mitchell, R. 1992. Sulfate stimulation of mercury methylation in freshwater sediments. *Environ. Sci. Technol.* 26, 2281-2287.
- Graham, M.D., Vinebrooke, R.D. 1998. Trade-offs between competitiveness and herbivore resistance in periphyton of acidified lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55, 806-814.

- Hall, R.I., Smol, J.P. 1996. Paleolimnological assessment of long-term water quality changes in south-central Ontario lakes affected by cottage development and acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53, 1-17.
- Haramis, G.M., Chu, D.S. 1987. Acid rain effects on waterfowl: use of black duck broods to assess food resources of experimentally acidified wetlands. Dans: A.W. Diamond, F.L. Fillion (Éd.), *The value of birds*, I.C. B.P. Technical publication no. 6, p. 173-182. Cambridge, U.K.
- Hazlett, P.W., Foster, N.W. 2002. Topographic controls of nitrogen, sulfur, and carbon transport from a tolerant hardwood hillslope. *Water Air Soil Pollut., Focus* 2, 63-80.
- Heinz, G.H., Hoffman, D.J. 1998. Methyl mercury chloride and selenomethionine interaction on health and reproduction in mallards. *Environ. Toxicol. Chem.* 17, 139-145.
- Hélie, R.G., Wickware, G.M., Sioh, M. 1993. Quantitative assessment of surface water at risk due to acidification in eastern Canada. Environnement Canada, Ottawa. 95 p.
- Henriksen, A., Skelkvåle, B.L., Mannio, J., Wilander, A., Harriman, R., Curtis, C., Jensen, J.P., Fjeld, E., Moiseenko, T. 1998. Northern European Lake Survey – 1995. Finland, Norway, Sweden, Denmark, Russian Kola, Russian Karelia, Scotland and Wales. *Ambio* 27, 80-91.
- Hill, A.R., Kemp, W.A., Buttle, J.M., Goodyear, D. 1999. Nitrogen chemistry of subsurface storm runoff on forested Canadian Shield hillslopes. *Water Resour. Res.* 35, 811-821.
- Hirsch, R.M., Slack, J.K. 1984. A nonparametric trend test for seasonal data with serial dependence. *Water Resour. Res.* 20, 727-732.
- Holt, C., Yan, N.D. 2003. Recovery of crustacean zooplankton communities from acidification in Killarney Park, Ontario, 1971-2000: pH 6 as a recovery goal. *Ambio* 32, 203-207.
- Holt, C.A., Yan, N.D., Somers, K.M. 2003. pH 6 as the threshold to use in critical load modeling for zooplankton community change with acidification in lakes of south-central Ontario: accounting for morphometry and geography. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60, 151-158.
- Honda, K., Tatsukawa, R., Itano, K., Miyazaki, N., Fujiyama, T. 1983. Heavy metal concentration in muscle, liver and kidney tissue of striped dolphin *Stenella coeruleoalba* and their variation with body length, weight, age and sex. *Agric. Biol. Chem.* 47, 1219-1228.
- Houle, D., Carignan, R. 1995. Role of SO₄ adsorption and desorption in the long term S budget of a coniferous catchment on the Canadian Shield. *Biogeochem.* 28, 161-182.
- Houle, D., Gagnon, C., Couture, S., Kemp, A. 2004. Recent recovery of lake water quality in southern Québec following reductions in sulfur emissions. *Water Air Soil Pollut.* 4, 247-261.
- Hrabik, T.R., Watras, C.J. 2002. Recent declines in mercury concentration in a freshwater fishery: isolating the effects of de-acidification and decreased atmospheric mercury deposition in Little Rock Lake. *Sci. Tot. Environ.* 297, 229-237.
- Hudson, J.J., Dillon, P.J., Somers, K.M. 2003. Long-term patterns in dissolved organic carbon in boreal lakes: the role of incident radiation, precipitation, air temperature, southern oscillation and acid deposition. *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 7, 390-398.
- ICES (International Council for the Exploration of the Sea). 2000. Report of the working group for North Atlantic salmon. 13, ICES CM 2000/ACFM, 301 p.
- Jeffries, D.S. 1995. A preliminary assessment of nitrogen-based fresh water acidification in southeastern Canada. *Water Air Soil Pollut.* 85, 433-438.
- Jeffries, D.S. (Éd.). 1997. 1997 Canadian Acid Rain Assessment, Volume 3: The Effects on Canada's Lakes, Rivers and Wetlands. Environnement Canada, Ottawa, Ontario. 178 p.
- Jeffries, D.S., Brydges, T.G., Dillon, P.J., Keller, W. 2003a. Monitoring the results of Canada/U.S. A. acid rain control programs: some lake responses. *Environ. Monit. Assess.* 88, 3-19.
- Jeffries, D.S., Clair, T.A., Couture, S., Dillon, P.J., Dupont, J., Keller, W., McNicol, D.K., Turner, M.A., Vet, R., Weeber, R. 2003b. Assessing the recovery of lakes in southeastern Canada from the effects of acidic deposition. *Ambio* 32, 176-182.
- Jeffries, D.S., Lam, D.C. L., Wong, I., Moran, M.D. 2000. Assessment of changes in lake pH in southeastern Canada arising from present levels and expected reductions in acidic deposition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (Suppl. 2), 40-49.
- Jeffries, D.S., Semkin, R.G., Beall, F.D., Franklyn, J. 2002. Temporal trends in water chemistry in the Turkey Lakes Watershed, Ontario, Canada, 1982-1999. *Water Air Soil Pollut., Focus* 2, 5-22.
- Joynt, E.H., Wolfe, A.P. 2001. Paleoenvironmental inference models from sediment diatom assemblages in Baffin Island lakes (Nunavut, Canada) and reconstruction of summer water temperature. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58, 1222-1243.
- Kalff, J. 2002. *Limnology: inland water ecosystems*. Prentice-Hall Inc. Upper Saddle River, NJ. 592 p.
- Kamman, N.C., Burgess, N.M., Driscoll, C.T., Simonin, H.A., Linehan, J., Estabrook, R., Hutcheson, M., Major, A., Scheuhammer, A.M. 2005. Mercury in freshwater fish of northeast North America – a geographic perspective based on fish tissue monitoring databases. *Ecotoxicol.* 14, 163-180.
- Keller, W. Dixit, S.S., Heneberry, J. 2001b. Calcium declines in northeastern Ontario lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 2011-2020.
- Keller, W., Dillon, P., Heneberry, J., Malette, M., Gunn, J. 2001a. Sulphate in Sudbury, Ontario, Canada lakes: recent trends and status. *Water Air Soil Pollut.* 130, 793-798.

- Keller, W., Heneberry, J.H., Dixit, S.S. 2003. Decreased acid deposition and the chemical recovery of Killarney, Ontario, lakes. *Ambio* 32, 183-189.
- Keller, W., Pitblado, J.R., Carbone, J. 1992. Chemical responses of acidic lakes in the Sudbury, Ontario, area to reduced smelter emissions, 1981-1989. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49 (Suppl. 1), 25-32.
- Kelso, J.R. M., Shaw, M.A., Jeffries, D.S. 1992. Contemporary (1979-1988) and inferred historical status of headwater lakes in north central Ontario, Canada. *Environ. Pollut.* 78, 65-71.
- Kemp, A. 1999. Tendances de la qualité des eaux des lacs du Québec méridional à la suite des réductions des émissions de soufre. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-212, 128 p.
- Kenow, K.P., Gutreuter, S., Hines, R.K., Meyer, M.W., Fournier, F., Karasov, W.H. 2003. Effects of methyl mercury exposure on the growth of juvenile common loons. *Ecotoxicology* 12, 171-182.
- Kerekes, J., Duggan, M., Tordon, R., Boros, G., Bronkhorst, M. 1996. Abundance and distribution of fish-eating birds in Kejimikujik National Park 1988-1995. *Lake Reservoir Manag.* 11, 1-15.
- Krapu, G.L., Reinecke, K.J. 1992. Foraging ecology and nutrition. Dans: B.D. J. Batt, A.D. Afton, M.G. Anderson, C. D. Ankney, D.H. Johnson, J.A. Kadlec, G.L. Krapu (éd.), *Ecology and management of breeding waterfowl*, p. 1-29. University of Minnesota Press. Minneapolis, Minnesota.
- Lamontagne, S., Schiff, S.L. 1999. The response of a heterogeneous upland boreal shield catchment to a short term NO_3^- addition. *Ecosystems* 2, 460-473.
- Lamontagne, S., Schiff, S.L., Elgood, R.J. 2000. Recovery of ^{15}N -labelled nitrate applied to a small upland boreal forest catchment. *Can. J. For. Res.* 30, 1165-1177.
- Landers, D.H., Eilers, J.M., Brakke, D.F., Overton, W.S., Kellar, P.E., Silverstein, M.E., Schonbrod, R.D., Crowe, R.E., Linthurst, R.A., Omernik, J.M., Teague, S.A., Meier, E.P. 1987. Characteristics of lakes in the western United States. Volume I: Population Descriptions and Physico-Chemical Relationships. EPA/600/3-86/054a. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 176 p.
- Landers, D.H., Overton, W.S., Linthurst, R.A., Brakke, D.F. 1988. Eastern Lake Survey: regional estimates of lake chemistry. *Environ. Sci. Technol.* 22, 128-135.
- Laperle, M., Sbeghen, J., Messier, D. 1999. Assessment of the ecotoxic risk of methylmercury exposure in mink (*Mustela vison*) inhabiting northern Quebec. Dans: M. Lucotte, R. Schetangne, N. Thérien, C. Langlois, A. Tremblay (éd.), *Mercury in the biogeochemical cycle: Natural environments and hydroelectric reservoirs of northern Quebec (Canada)*, p. 275-285. Springer. New York, NY.
- Laudon, H., Bishop, K.H. 1999. Quantifying sources of acid neutralisation capacity depression during spring flood episodes in Northern Sweden. *Environ. Pollut.* 105, 427-435.
- Laudon, H., Clair, T.A., Hemond, H.F. 2002. Long-term response in episodic acidification to declining SO_4^{2-} deposition in two streams in Nova Scotia. *Hydrology and Earth System Sciences* 6, 773-782.
- Laudon, H., Dillon, P.J., Eimers, M.C., Semkin, R.G., Jeffries, D.S. 2004. Climate induced episodic acidification of streams in Central Ontario. *Environ. Sci. Technol.*
- Lawrence, G.B., David, M.B., Lovett, G.M., Murdoch, P.S., Burns, D.A., Stoddard, J.L., Baldigo, B. P., Porter, J.H., Thompson, A.W. 1999. Soil calcium status and the response of stream chemistry to changing acidic deposition rates. *Ecol. Appl.* 9, 1059-1072.
- Leavitt, P.R., Findlay, D.L., Hall, R.I., Schindler, D.W., Smol, J.P. 1999. Algal responses to dissolved organic carbon loss and pH decline during whole-lake acidification: Evidence from paleolimnology. *Limnol. Oceanogr.* 44, 757-773.
- Likens, G.E., Driscoll, C.T., Buso, D.C. 1996. Long-term effects of acid rain: response and recovery of a forest ecosystem. *Science* 272, 244-246.
- Likens, G.E., Driscoll, C.T., Buso, D.C., Siccama, T.G., Johnson, C.E., Lovett, G.M., Fahey, T.J., Reiners, W.A., Ryan, D.F., Martin, C.W., Bailey, S.W. 1998. The biogeochemistry of calcium at Hubbard Brook. *Biogeochemistry* 41, 89-173.
- Link, W.A., Sauer, J.R. 1994. Estimating equations estimates of trends. *Bird Pop.* 2, 23-32.
- Longcore, J.R., Boyd, H., Brooks, R.T., Haramis, G.M., McNicol, D.K., Newman, J.R., Smith, K.A., Sterns, F. 1993. Acidic depositions: effects on wildlife and habitats. *Wildlife Society Tech. Rev.* 93-1, 42 p.
- Lovett, G.M., Mitchell, M.J. 2004. Sugar maple and nitrogen cycling in the forests of eastern North America. *Front. Ecol. Environ.* 2, 81-88.
- Magee, J.A., Obedziniski, M., McCormick, S.D., Kocik, J.F. 2003. Effects of episodic acidification on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60, 214-221.
- Majewski, S.P., Cumming, B.F. 1999. Paleolimnological investigation of the effects of post-1970 reductions of acidic deposition on an acidified Adirondack Lake. *J. Paleolimnol.* 21, 207-213.
- Mallory, M.L., McNicol, D.K., Cluis, D.A., Laberge, C. 1998. Chemical status and trends of small lakes near Sudbury, Ontario, 1983-1995: evidence of continued chemical recovery. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55, 63-75.
- Masse, D., Champoux, L. 2003. Sixteen years of monitoring of common loon population in La Mauricie national park, Quebec. Poster Sackville, NB. 2003.

- McIntyre, J.W., Barr, J.F. 1997. Common loon (*Gavia immer*). In: A. Poole, F. Gill (Éd.), *The Birds of North America*, Academy of Natural Sciences; The Ornithologists' Union. Philadelphia, P.A.; Washington, D.C.
- McNicol, D.K. 2002. Relation of lake acidification and recovery to fish, common loon and common merganser occurrence in Algoma lakes. *Water Air Soil Pollut.* 2, 151-168.
- McNicol, D.K., Wayland, M. 1992. Distribution of waterfowl broods in Sudbury area lakes in relation to fish, macroinvertebrates, and water chemistry. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 49, 122-133.
- McNicol, D.K., Bendell, B.E., Mallory, M.L. 1995a. Evaluating macroinvertebrate responses to recovery from acidification in small lakes in Ontario, Canada. *Water Air Soil Pollut.* 85, 451-456.
- McNicol, D.K., Mallory, M.L. and Vogel, H.S. 1995b. Using volunteers to monitor the effects of acid precipitation on common loon (*Gavia immer*) reproduction in Canada: the Canadian Lakes Loon Survey. *Water Air Soil Pollut.* 85, 463-468.
- McNicol, D.K., Ross, R.K., Mallory, M.L. Brisebois, L.A. 1995c. Trends in waterfowl populations: evidence of recovery from acidification. Dans: J.M. Gunn (Ed.) *Environmental Restoration and Recovery of an Industrial Region*, p. 205-217. Springer-Verlag. New York, NY.
- McNicol, D. K., Mallory, M. L., Kerekes, J. J. 1996. The Canadian Wildlife Service LRTAP Biomonitoring Program part 3: Site locations, physical, chemical and biological characteristics. *Can. Wildl. Serv. Tech. Rep. Ser.* 248. 215 p.
- McNicol, D.K., Mallory, M.L., Mierle, G., Scheuhammer, A.M., Wong, A.H. K. 1997. Leeches as indicators of dietary mercury exposure in non-piscivorous waterfowl in central Ontario, Canada. *Environ. Pollut.* 95, 177-181.
- McNicol, D.K., Mallory, M.L., Laberge, C., Cluis, D.A. 1998. Recent temporal patterns in the chemistry of small, acid-sensitive lakes in central Ontario, Canada. *Water Air Soil Pollut.* 105, 342-351.
- Meyer, M.W., Evers, D.C., Daulton, T., Braselton, W.E. 1995. Common loons (*Gavia immer*) nesting on low pH lakes in northern Wisconsin have elevated blood mercury content. *Water Air Soil Pollut.* 80, 871-880.
- Meyer, M.W., Evers, D.C., Hartigan, J.J., Rasmussen, P.S. 1998. Patterns of common loons (*Gavia immer*) mercury exposure, reproduction and survival in Wisconsin, USA. *Environ. Toxicol. Chem* 17, 184-190.
- Michelutti, N., Douglas, M.S. V., Lean, D.R. S., Smol, J.P. 2002b. Physical and chemical limnology of 34 ultra-oligotrophic lakes and ponds near Wynniatt Bay, Victoria Island, Arctic Canada. *Hydrobiologia* 482, 1-13.
- Michelutti, N., Douglas, M.S. V., Muir, D.C. G., Wang, X., Smol, J.P. 2002a. Limnological characteristics of 38 lakes and ponds on Axel Heiberg Island, High Arctic Canada. *Internat. Rev. Hydrobiologia* 87, 385-399.
- Mitchell, M.J., Driscoll, C.T., Owen, J.S., Schaefer, D., Michener, R., Raynal, D.J. 2001a. Nitrogen biogeochemistry of three hardwood ecosystems in the Adirondack Region of New York. *Biogeochemistry* 56, 93-133.
- Mitchell, M.J., Mayer, B., Bailey, S.W., Hornbeck, J.W., Alewell, C., Driscoll, C.T., Likens, G.E. 2001b. Use of stable isotope ratios for evaluating sulfur sources and losses at the Hubbard Brook Experimental Forest. *Water Air Soil Pollut.* 130, 75-86.
- Molot, L.A., Dillon, P.J. 1997. Colour-mass balance and colour-dissolved organic carbon relationships in lakes and streams in central Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 2789-2795.
- Morrison, I.K., Foster, N.W. 2001. Fifteen-year change in forest floor organic and element content and cycling at the Turkey Lakes Watershed. *Ecosystems* 4, 545-554.
- Moser, K.A., Smol, J.P., Lean, D.R. S., MacDonald, G.M. 1998. Physical and chemical limnology of northern boreal lakes, Wood Buffalo National Park, northern Alberta and the Northwest Territories, Canada. *Hydrobiologia* 377, 25-43.
- MPO. 1996. Report on the status of diadromous fish stocks in the Maritime Provinces in 1995. Bureau du directeur régional des sciences, Direction des sciences, Pêches et Océans Canada, Dartmouth, NÉ.
- MPO. 2000. Effets des pluies acides sur le saumon atlantique des hautes terres du Sud de la Nouvelle-Écosse. Rapport régional sur l'état de l'habitat 2000/2F. Pêches et Océans Canada, Dartmouth, NÉ. 22 p. [Disponible à <http://www.mar.dfo-mpo.gc.ca/science/rap/internet/hsr2000-2f.pdf>]
- MPO. 2002. Survol des stocks de saumon atlantique des provinces Maritimes (2001). Rapport sur l'état des stocks D3-14 (2002), Pêches et Océans Canada, Dartmouth, NÉ. 48 p. [Disponible à [http://www.mar.dfo-mpo.gc.ca/science/rap/internet/D3-14\(2002\)F.pdf](http://www.mar.dfo-mpo.gc.ca/science/rap/internet/D3-14(2002)F.pdf)]
- MPO. 2003. Survol des stocks de saumon atlantique des provinces Maritimes (2002). Rapport sur l'état des stocks 2003/026, Pêches et Océans Canada, Dartmouth, NÉ. 53 p. [Disponible à http://www.mar.dfo-mpo.gc.ca/science/rap/internet/SSR_2003_026_F.pdf]
- Neal, C. 2001. Alkalinity measurements within natural waters: towards a standardized approach. *Sci. Tot. Environ.* 265, 99-113.
- Neary, B.P., Dillon, P.J., Munro, J.R., Clark, B.J. 1990. The acidification of Ontario lakes: an assessment of their sensitivity and current status with respect to biological damage. Ontario Ministry of Environment Report, Dorset Research Centre, Dorset, Ontario. 170 p.

- Nihlgård, B., Pylvänäinen, M. 1992. Evaluation of integrated monitoring in terrestrial reference areas of Europe and North America, the pilot program 1989-1991. Environment Data Centre Report, National Board of Waters and the Environment, Helsinki. 60 p.
- Nocera, J.J., Taylor, P.D. 1998. In situ behavioural response of common loons associated with elevated mercury (Hg) exposure. *Conserv. Ecol.* 2, 10-26.
- Norton, S.A., Vesel?, J. 2003. Acidification and acid rain. Dans: H.D. Holland, K.K. Turekian (éd.), *Treatise on geochemistry, Volume 9 Environmental Geochemistry*, Elsevier-Pergamon, Oxford. p. 367-406.
- Olden, J.D. 2003. A species-specific approach to modeling biological communities and its potential for conservation. *Conserv. Biol.* 17, 854-863.
- Olden, J.D., Jackson, D.A. 2000. Torturing data for the sake of generality: how valid are our regression models ? *Ecoscience* 7: 501-510.
- Oliver, B.G., Thurman, E.M., Malcolm, R.L. 1983. The contribution of humic substances to the acidity of colored natural waters. *Geochim. Cosmochim. Acta* 47, 2031-2035.
- Paterson, A.M., Cumming, B.F., Dixit, S.S., Smol, J.P. 2002. The importance of model choice on pH inferences from scaled chrysophyte assemblages in North America. *J. Paleolimnol.* 27, 379-391.
- Paterson, A.M., Cumming, B.F., Smol, J.P., Hall, R.I. 2001. Scaled chrysophytes as indicators of water quality changes since preindustrial times in the Muskoka-Haliburton region, Ontario, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 2468-2481.
- Pickhardt, P.C., Folt, C.L., Chen, C.Y., Klaue, B., Blum, J. 2002. Algal blooms reduce the uptake of toxic methylmercury in freshwater food webs. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 99, 4419-4423.
- Pienitz, R., Smol, J.P., Lean, D.R. S. 1997a. Physical and chemical limnology of 59 lakes located between the southern Yukon and the Tuktoyaktuk Peninsula, Northwest Territories (Canada). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 330-346.
- Pienitz, R., Smol, J.P., Lean, D.R. S. 1997b. Physical and chemical limnology of 24 lakes located between Yellowknife and Contwoyto Lake, Northwest Territories (Canada). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 347-358.
- Pilgrim, W., Clair, T.A., Choate, J., Hughes, R. 2003. Changes in acid precipitation-related water chemistry of lakes from southwestern New Brunswick, Canada, 1986-2001. *Environ. Monit. Assess.* 88, 39-52.
- Plan nord-américain de gestion de la sauvagine. 1986. Plan nord-américain de gestion de la sauvagine: stratégie de collaboration. Service canadien de la faune — U.S. Fish and Wildlife Service.
- Poléo, A.B. S., Ostbye, K., Oxnevad, S.A., Anderson, R.A., Heibo, E., Vollestad, L.A. 1997. Toxicity of acid aluminum-rich water to seven freshwater fish species: a comparative laboratory study. *Environ. Pollut.* 96, 129-139.
- Pollard, K.M., Hultman, P. 1997. Effects of mercury on the immune system. Dans: A. Sigel, H. Sigel (éd.), *Metal ions in biological systems: Mercury and its effects on environment and biology*, vol. 34, p. 421-440. Marcel Dekker. New York, NY.
- Potvin, R.R., Negusanti, J.J. 1995. Declining industrial emissions, improving air quality, and reduced damage to vegetation. Dans: J.M. Gunn, (éd.) *Restoration and Recovery of an Industrial Region; Progress in Restoring the Smelter-Damaged Landscape Near Sudbury, Canada*. Chapter 4, p. 51-65. Springer-Verlag, New York, NY.
- Reid, R.A., Somers, K.M., David, S.M. 1995. Spatial and temporal variation in littoral-zone benthic invertebrates from three south-central Ontario lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52, 1406-1420.
- Rochelle, B.P., Church, M.R., David, M.B. 1987. Sulfur retention at intensively studied sites in the U.S. and Canada. *Water Air Soil Pollut.* 33, 73-83.
- Ross, R.K. 1985. Helicopter vs. ground surveys of waterfowl in the boreal forest. *Wildl. Soc. Bull.* 13, 153-157.
- Ruhland, K.M., Smol, J.P., Wang, X., Muir, D.C. G. 2003. Limnological characteristics of 56 lakes in the central Canadian Arctic treeline region. *J. Limnol.* 62, 9-27.
- Ruhland, K.M., Smol, J.P. 1998. Limnological characteristics of 70 lakes spanning Arctic treeline from Coronation Gulf to Great Slave Lake in the Central Northwest Territories, Canada. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 83, 183-203.
- Saint-Jacques, N., Harvey, H.H., Jackson, D.A. 2000. Selective foraging in the white sucker (*Catostomus commersoni*). *Can. J. Zool.* 78, 1320-1331.
- Sandin, L., Johnson, R. 2000. The statistical power of selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters. *Hydrobiologia* 422/423, 233-243.
- Schalk, G., McNicol, D.K., Mallory, M.L. 2001. Leeches in acidified lakes of central Ontario, Canada: Status and trends. *Ecoscience* 8, 421-429.
- Scheuhammer, A.M. 1991. Effects of acidification on the availability of toxic metals and calcium to wild birds and mammals. *Environ. Pollut.* 71, 329-375.
- Scheuhammer, A.M., Atchison, C.M., Wong, A.H. K., Evers, D.C. 1998a. Mercury exposure in breeding common loons (*Gavia immer*) in central Ontario. *Environ. Toxicol. Chem.* 17, 191-196.
- Scheuhammer, A.M., Blancher, P.J. 1994. Potential risk to common loons (*Gavia immer*) from methylmercury exposure in acidified lakes. *Hydrobiologia* 279/280, 445-455.

- Scheuhammer, A.M., McNicol, D.K., Mallory, M.L., Kerekes, J.J. 1997. Relationships between lake chemistry and calcium and trace metal concentrations of aquatic invertebrates eaten by breeding insectivorous waterfowl. *Environ. Pollut.* 96, 235-247.
- Scheuhammer, A.M., Perrault, J.A., Bond, D.E. 2001. Mercury, methylmercury, and selenium concentrations in eggs of common loons (*Gavia immer*) from Canada. *Environ. Monit. Assess.* 72, 79-94.
- Scheuhammer, A.M., Wong, A.H. K., Bond, D. 1998b. Mercury and selenium accumulation in common loons (*Gavia immer*) and common mergansers (*Mergus merganser*) from eastern Canada. *Environ. Toxicol. Chem.* 17, 197-201.
- Schiff, S., English, M., Ecclestone, M., Elgood, R., Hinton, M., Pezzuto, L. 1991. Constraints on the origin of acidity in Colour Lake, Axel Heiberg Island (79°25'N). Dans: T.D. Prowse, C.S. L. Ommaney (éd.) NHRI *Symposium No. 6*, 532 p. Environnement Canada.
- Schiff, S.L., Devito, K.J., Elgood, R.J., McCrindle, P.M., Spoelstra, J., Dillon, P. 2002. Two adjacent forested catchments: dramatically different NO₃⁻ export. *Wat. Resour. Res.* 38, 1292.
- Schiff, S.L., Spoelstra, J., Semkin, R.G., Jeffries, D.S. sous presse. Drought induced pulses of SO₄²⁻ from a Canadian Shield wetland: use of ³⁴S and ¹⁸O in SO₄²⁻ to determine sources of S. *Appl. Geochem.*
- Schindler, D.W. 1988. Effects of acid rain on freshwater ecosystems. *Science* 239, 149-157.
- Scott, W.B., Crossman, E.J. 1973. Poissons d'eau douce du Canada. Bulletin de l'Office des recherches sur les pecheries du Canada, no. de cat. Fs94-184F, Ottawa, ON. 1026 p.
- Sherwood, G.D., Kovacs, J., Hontela, A., Rasmussen, J.B. 2002. Simplified food webs lead to energetic bottlenecks in polluted lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59, 1-5.
- Sirois, A., Vet, R., MacTavish, D. 2001. Atmospheric deposition to the Turkey Lakes Watershed: temporal variations and characteristics. *Ecosystems* 4, 503-513.
- Skjelkvåle, B.L., Stoddard, J., Jeffries, D., Tørseth, K., Høgåsen, T., Bowman, J., Mannio, J., Monteith, D., Mosello, R., Rogora, M., Rychon, D., Vesely, J., Wieting, J., Wilander, A., Worsztynowicz, A. sous presse. Regional scale evidence for improvements in surface water chemistry 1990-2001. *Environ. Pollut.*
- Skjelkvåle, B.L., Stoddard, J.L., Andersen, T. 2001. Trends in surface water acidification in Europe and North America (1989-1998). *Water Air Soil Pollut.* 130, 787-792.
- Smol, J.P. 2002. *Pollution of Lakes and Rivers: A Paleoenvironmental Perspective*. Arnold Publishers, London; Co-published by Oxford University Press, New York. 280 p.
- Smol, J.P., Cumming, B.F., Dixit, A.S., Dixit, S.S. 1998. Tracking recovery patterns in acidified lakes: A paleolimnological perspective. *Restor. Ecol.* 6, 318-326.
- Snucins, E., Gunn, J., Keller, B., Dixit, S., Hindar, A., Henriksen, A. 2001. Effects of regional reductions in sulphur deposition on the chemical and biological recovery of lakes within Killarney Park, Ontario. *Environ. Monit. Assess.* 67, 179-194.
- Spoelstra, J. 2004. Nitrate sources and cycling at the Turkey Lakes Watershed: a stable isotope approach. Thèse de Ph.D., Earth Sciences, University of Waterloo, Waterloo, ON. 165p.
- Spoelstra, J., Schiff, S.L., Elgood, R.J., Semkin, R.G., Jeffries, D.S. 2001. Tracing the sources of exported nitrate in the Turkey Lakes Watershed using ¹⁵N/¹⁴N and ¹⁸O/¹⁶O isotopic ratios. *Ecosystems* 4, 536-544.
- Spoelstra, J., Schiff, S.L., Semkin, R.G., Jeffries, D.S., Elgood, R.J. soumis. Nitrate attenuation in a small wetland following forest harvest. *Biogeochemistry*.
- Spry, D.J., Wiener, J.G. 1991. Metal bioavailability and toxicity to fish in low alkalinity lakes: a critical review. *Environ. Pollut.* 71, 243-304.
- Stoddard, J.L. 1994. Long-term changes in watershed retention of nitrogen: its causes and aquatic consequences. Dans: L.A. Baker (éd.), *Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs, Advances in Chemistry Series No. 237*, p. 223-284. American Chemical Society, Washington, D.C.
- Stoddard, J.L., Driscoll, C.T., Kahl, J.S., Kellogg, J.P. 1998. A regional analysis of lake acidification trends for the northeastern U.S., 1982-1994. *Environ. Monit. Assess.* 51, 399-413.
- Stoddard, J.L., Jeffries, D.S., Lükewille, A., Clair, T.A., Dillon, P.J., Driscoll, C.T., Forsius, M., Johannessen, M., Kahl, J.S., Kellogg, J.H., Kemp, A., Mannio, J., Monteith, D., Murdoch, P.S., Patrick, S., Rebsdorf, A., Skjelkvåle, B.L., Stainton, M.P., Traaen, T., van Dam, H., Webster, K.E., Wieting, J., Wilander, A. 1999. Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe. *Nature* 401, 575-578.
- Stumm, W., Morgan, J.J. 1981. *Aquatic Chemistry: An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters*, 2nd edition. John Wiley & Sons, 780 p.
- Timmermans, S.T. A., Badzinski, S.S., Champoux, L., LePage, D., Masse, D. 2004. Factors influencing productivity of common loons (*Gavia immer*) breeding on inland freshwater lakes in Quebec, Canada. Unpublished report by Bird Studies Canada and the Canadian Wildlife Service. 29 p.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2000. Guidance for data quality assessment: practical methods for data analysis. EPA QA/G-9, QA00 version, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Environmental Information. p. 4-16.

- Vinebrooke, R.D. 1996. Abiotic and biotic regulation of periphyton in recovering acidified lakes. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 15, 318-331.
- Vinebrooke, R.D., Dixit, S., Graham, M.D., Gunn, J.M., Chen, Y-W., Belzile, N. 2002. Whole-lake algal responses to a century of acidic deposition on the Canadian Shield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59, 483-493.
- Vinebrooke, R.D., Graham, M.D. 1997. Periphyton assemblages as indicators of recovery in acidified Canadian shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 1557-1568.
- Vinebrooke, R.D., Schindler, D.W., Findlay, D.L., Turner, M.A., Paterson, M., Mills, K.H. 2003. Trophic dependence of ecosystem resistance and species compensation in experimentally acidified lake 302S (Canada). *Ecosystems* 6, 101-113.
- Walseng, B., Schartau, A.K. 2001. Crustacean communities in Canada and Norway: comparisons of species along a pH gradient. *Water Air Soil Pollut.* 130, 1319-1324.
- Walseng, B., Yan, N.D., Schartau, A.K. 2003. Littoral microcrustaceans (Cladocera and Copepoda) indicators of acidification in Canadian shield lakes. *Ambio.* 32, 208-213.
- Watmough, S.A., Dillon, P.J. 2003a. Base cation and nitrogen budgets for seven forested catchments in central Ontario, 1983-1999. *For. Ecol. Manage.* 177, 155-177.
- Watmough, S.A., Dillon, P.J. 2003b. Base cation and nitrogen budgets for a mixed hardwood catchment in south-central Ontario. *Ecosystems* 6, 675-693.
- Watmough, S.A., Eimers, M.C., Aherne, J., Dillon, P.J. 2004. Climate effects on stream nitrate concentrations at 16 forested catchments in south central Ontario. *Environ. Sci. Technol.* 38, 2383-2388.
- Watras, C.J., Morrison, K.A., Hudson, R.J. M., Frost, T.M., Kratz, T.K. 2000. Decreasing mercury in northern Wisconsin: temporal patterns in bulk precipitation and a precipitation-dominated lake. *Environ. Sci. Technol.* 34, 4051-4057.
- Watt, W. D. 1997. The Atlantic region acid rain monitoring program in acidified Atlantic salmon rivers: trends and present status. MPO, SCES Doc rech. 97/28, 21 p.
- Watt, W.D., Scott, C.D., Zamora, P.J., White, W.J. 2000. Acid toxicity levels in Nova Scotia rivers have not declined in synchrony with the decline in sulfate levels. *Water Air Soil Pollut.* 118, 203-229.
- Wayland, M., McNicol, D.K. 1990. Status report on the effects of acid precipitation on common loon reproduction in Ontario: the Ontario lakes loon survey. *Can. Wild. Serv. Tech. Rep. Ser.* 92, 26p.
- Weeber, R., Brook, R.W., McNicol, D.K. en préparation a. Habitat associations of waterbirds breeding in central Ontario, Canada.
- Weeber, R., Francis, C., and McNicol, D.K. en préparation b. Temporal patterns in breeding success of Ontario common loons (1981-1999).
- Weeber, R., McNicol, D.K., Kirk, D.A. en préparation c. Multivariate associations of benthic and nektonic macroinvertebrate communities with fish status and habitat attributes of acid sensitive Ontario lakes.
- Wiener, J.G., Krabbenhoft, D.P., Heinz, G.H., Scheuhammer, A.M. 2003. Ecotoxicology of Mercury. Chapter 16 Dans: D.J. Hoffman, B.A. Rattner, G.A. Burton, J. Cairns (éd.), *Handbook of Ecotoxicology, 2nd edition*, p. 409-463. CRC Press. Boca Raton, FL.
- Wilkinson, A.N., Hall, R.I., Smol, J.P. 1999. Chrysophyte cysts as paleolimnological indicators of environmental change due to cottage development and acidic deposition in the Muskoka-Haliburton region, Ontario, Canada. *J. Paleolimnol.* 22, 17-39.
- Wilkinson, K.J., Jones, H.G., Campbell, P.G. C., Lachance, M. 1992. Estimating organic acid contributions to surface water acidity in Quebec (Canada). *Water Air Soil Pollut.* 61, 57-74.
- Wong, I.W., McNicol, D.K., Fong, P., Fillman, D., Neysmith, J., Russell, R. 2003. The WILDSPACE™ decision support system. *Environ. Modell. Softw.* 18, 521-530.
- Wright, R.F., Roelofs, J.G. M., Bredemeier, M., Blanck, K., Boxman, A.W., Emmett, B.A., Gundersen, P., Hultberg, H., Kjønaas, O.J., Moldan, F., Tietema, A., van Breemen, N., van Dijk, H.F.G. 1995. NITREX: responses of coniferous forest ecosystems to experimentally changed deposition of nitrogen. *For. Ecol. Manage.* 71, 163-169.
- WRS. 2004. Calculation of critical loads of acidity to lakes in the Athabasca oil sands region. Western Resource Solutions, Calgary, AB. 60 p.
- WWF. 2001. The status of wild Atlantic salmon: A river by river assessment. Fonds mondial pour la nature, WWF, Norvège, 172 p.
- Yan, N.D., Keller, W., Scully, N.M., Lean, D.R. S., Dillon, P.J. 1996. Increased UV-B penetration in a lake owing to drought-induced acidification. *Nature* 381, 141-143.



Tableau A6.1 Classification, codes taxonomiques, noms et fréquence moyenne des macroinvertébrés communs (présents dans au moins 10% des lacs) capturés entre 1987 et 2003 dans les lacs des régions de l'ON – Muskoka, Sudbury, Algoma et la région des lacs expérimentaux. Les taxons sont triés selon l'ordre ou, dans le cas des mollusques, selon la classe.

Ordre ou classe	Code de taxon	Nom du taxon	Nombre de lacs (et %) où les taxons ont été observés	Fréquence moyenne (n)
Bivalvia	PISIDIID	Pisidiidae	112 (67,5)	13,25
	PISIDIUM	<i>Pisidium</i>	32 (19,3)	3,00
	MUSCPART	<i>Musculium partumeium</i>	23 (13,9)	0,78
	PISIADAM	<i>Pisidium adamsi</i>	24 (14,5)	0,81
	PISICASE	<i>Pisidium casertanum</i>	47 (28,3)	2,29
	PISIVARI	<i>Pisidium variabile</i>	34 (20,5)	1,86
Gastropoda	FERRISSI	<i>Ferrissia</i>	23 (13,9)	0,15
	GYRAULUS	<i>Gyraulus</i>	22 (13,3)	0,86
	GYRADEFL	<i>Gyraulus (s. s.) deflectus</i>	24 (14,5)	0,45
	HELIANCE	<i>Helisoma (s. s.) anceps</i>	34 (20,5)	0,82
Coleoptera	COPTOTOM	<i>Coptotomus</i>	20 (12)	0,25
	DYTISCUS	<i>Dytiscus</i>	16 (9,6)	0,08
	GRAPHODE	<i>Graphoderus</i>	63 (38)	7,82
	HYDROPOR	<i>Hydroporus</i>	32 (19,3)	0,32
	NEOPUNDU	<i>Neoporus undulatus</i>	20 (12)	0,08
	DINEUTUS	<i>Dineutus</i>	77 (46,4)	0,99
	GYRINUS	<i>Gyrinus</i>	73 (44)	1,64
Diptera	CERATOPO	Ceratopogonidae	80 (48,2)	1,65
	CHRYSOPS	<i>Chrysops</i>	53 (31,9)	0,37
	CHRYEXCI	<i>Chrysops excitans</i>	31 (18,7)	0,18
Ephemeroptera	CAENIS	<i>Caenis</i>	78 (47)	6,78
	CAENDIMI	<i>Caenis diminuta</i>	33 (19,9)	3,71
	CAENYOUN	<i>Caenis youngi</i>	21 (12,7)	1,04
	EURYLOPH	<i>Eurylophella</i>	30 (18,1)	0,54
	EURYTEMP	<i>Eurylophella (s. s.) temporalis</i>	20 (12)	0,29
	SIPHONU	<i>Siphonurus</i>	19 (11,4)	0,65
Hemiptera	CORIXIDA	Corixidae	97 (58,4)	11,64
	SIGARA	<i>Sigara</i>	49 (29,5)	0,91
	SIGAPENN	<i>Sigara (A.) penniensis</i>	24 (14,5)	0,19
	SIGACOMP	<i>Sigara (Ph.) compressoidea</i>	20 (12)	0,21
	SIGAMACR	<i>Sigara (Ph.) macropala</i>	33 (19,9)	0,80
	SIGAMACK	<i>Sigara mackinacensis</i>	22 (13,3)	0,26

Tableau A6.1 suite

Ordre ou classe	Code de taxon	Nom du taxon	Nombre de lacs (et %) où les taxons ont été observés	Fréquence moyenne (n)
	GERRIS	<i>Gerris</i>	24 (14,5)	0,20
	GERRCOMA	<i>Gerris comatus</i>	39 (23,5)	0,69
	RHEURILE	<i>Rheumatobates rileyi</i>	31 (18,7)	2,40
	TREPINER	<i>Trepobates inermis</i>	24 (14,5)	0,63
	BUENOA	<i>Buenoa</i>	41 (24,7)	4,33
	NOTONECT	<i>Notonecta</i>	39 (23,5)	1,14
	NOTOINSU	<i>Notonecta (P.) insulata</i>	49 (29,5)	2,90
	NOTOBORE	<i>Notonecta (s. s.) borealis</i>	24 (14,5)	0,45
	NOTOUNDU	<i>Notonecta undulata</i>	47 (28,3)	1,18
Odonata	AESHNA	<i>Aeshna</i>	27 (16,3)	0,25
	AESHEREM	<i>Aeshna eremita</i>	30 (18,1)	0,13
	EPITHECA	<i>Epitheca</i>	27 (16,3)	0,22
	CORDSHUR	<i>Cordulia shurtleffii</i>	128 (77,1)	4,57
	GOMPHUS	<i>Gomphus</i>	56 (33,7)	1,44
	GOMPEXIL	<i>Gomphus (s. s.) exilis</i>	20 (12)	0,24
	LEUCORRH	<i>Leucorrhinia</i>	16 (9,6)	0,30
	SYMPETRU	<i>Sympetrum</i>	22 (13,3)	0,17
	LEUCGLAC	<i>Leucorrhinia glacialis/hudsonica</i>	101 (60,8)	12,93
	LEUCFRIG	<i>Leucorrhinia frigida</i>	25 (15,1)	0,21
	LEUCINTA	<i>Leucorrhinia intacta</i>	37 (22,3)	0,39
	LIBEJULI	<i>Libellula julia</i>	134 (80,7)	5,83
	DIDYTRAN	<i>Didymops transversa</i>	21 (12,7)	0,19
	ENALLAGM	<i>Enallagma</i>	46 (27,7)	0,56
	ENALHAGE	<i>Enallagma hageni</i>	16 (9,6)	0,10
	LESTES	<i>Lestes</i>	46 (27,7)	1,12
	LESTDISJ	<i>Lestes disjunctus</i>	18 (10,8)	0,15
Trichoptera	MYSTACID	<i>Mystacides</i>	24 (14,5)	0,36
	OECETIS	<i>Oecetis</i>	86 (51,8)	3,08
	TRIAENOD	<i>Triaenodes</i>	29 (17,5)	1,36
	OECEOSTE	<i>Oecetis (Ps.) osteni</i>	25 (15,1)	0,36
	ANABOLIA	<i>Anabolia</i>	21 (12,7)	0,11
	LIMNEPH	<i>Limnephilus</i>	63 (38)	1,31
	GLYPIRRO	<i>Glyphopsyche irrorata</i>	30 (18,1)	0,53
	LIMNINFE	<i>Limnephilus cf. infernalis</i>	30 (18,1)	0,81
	PLATAMIC	<i>Platycentropus amicus</i>	47 (28,3)	0,37
	AGRYSTRA	<i>Agrypnia straminea</i>	25 (15,1)	0,18
	BANKCROT	<i>Banksiola crotchi</i>	30 (18,1)	0,14
	BANKSMIT	<i>Banksiola smithi</i>	38 (22,9)	0,57
	POLYCENT	<i>Polycentropus</i>	69 (41,6)	1,51
Decapoda	HYALAZTE	<i>Hyaella azteca</i>	60 (36,1)	9,14
	CRANRICH	<i>Crangonyx richmondensis</i>	55 (33,1)	5,75

Le rétablissement des écosystèmes aquatiques

R.C. Weeber, D.S. Jeffries et D.K. McNicol

7.1 MESSAGES CLÉS

- ➡ La chute des émissions de dioxyde de soufre fait baisser la concentration du sulfate, le principal agent d'acidification des lacs. Cependant, on prévoit que l'acidité des lacs diminuera peu, notamment en raison de la baisse de la concentration des cations basiques, de la libération du S emmagasiné (causée par la sécheresse) et de l'altération des processus lacustres générateurs d'alcalinité.
- ➡ On peut observer des signes encourageants de rétablissement biologique, mais rarement de rétablissement complet de communautés représentatives à l'échelle régionale. Le rétablissement biologique restera en retard sur l'amélioration chimique, sera complexe et pourrait éventuellement aboutir à des communautés biologiques différentes de ce qu'elles étaient avant l'acidification.
- ➡ Après la mise en œuvre des réductions d'émissions actuellement planifiées, une grande proportion des lacs acidifiés du sud-est du Canada devrait y conserver des traces dans leur nature et chimique et biologique. Il faudra sans doute réduire davantage les émissions de dioxyde de soufre pour accélérer le renversement du stress chronique que subissent les écosystèmes en raison de l'acidification.
- ➡ La nature du rétablissement et le degré de celui-ci dépendent des facteurs climatiques, chimiques, physiques et biologiques. Pour arriver à comprendre et à prévoir les changements des écosystèmes dans un environnement soumis à de tels facteurs de stress, il faudra disposer d'informations provenant de programmes intégrés de surveillance à grande échelle et de recherches intensives sur les facteurs de stress et les mécanismes de rétablissement des écosystèmes.

7.2 CONCLUSIONS DE L'ÉVALUATION DE 1997

Les observations et les conclusions suivantes ont été présentées dans le document « 1997 Canadian Acid Rain Assessment » (Jeffries, 1997). Le rétablissement d'écosystèmes aquatiques de certains sites de recherche et de surveillance intensives dans le sud-est du Canada et les facteurs qui l'influencent ont été

documentés. Le rétablissement s'est manifesté à peu près partout sous la forme d'un déclin du taux de sulfates (SO_4^{2-}) dans les lacs, bien que, là où les dépôts étaient les plus faibles (Kejimikujik, Nouvelle-Écosse [NÉ]), le changement ait été minime. C'est seulement près de Sudbury (Ontario) qu'on a observé une augmentation connexe généralisée du pH ou de l'alcalinité (alc.) des lacs. Les fortes réductions des dépôts résultant de la limitation des émissions à Rouyn-Noranda (Québec) en 1989 ont à peine commencé à faire remonter le pH et l'alcalinité des lacs de la région. Dans les autres sites du sud-est du Canada, une grande partie de la baisse du taux de sulfate a été compensée par la diminution des cations basiques dans les lacs, diminution reflétant la baisse de l'acidification des sols du bassin de drainage. Comme l'augmentation du pH et de l'alc. observée dans les lacs d'Algoma (Ontario) au cours des années 1980 a été annulée durant les années 1990, l'acidité de ces lacs à la fin de cette période se rapprochait beaucoup de celle observée 15 ans plus tôt.

On a déterminé que plusieurs facteurs influaient sur le rétablissement. Parfois, l'amélioration de l'acidité est contrecarrée par l'augmentation d'autres anions acides, p. ex. des anions organiques naturels à Kejimikujik et des anions organiques et des nitrate (NO_3^-) au lac Laflamme (Québec). L'augmentation de l'exportation de SO_4^{2-} des bassins de drainage des lacs, causée par la sécheresse, a retardé le rétablissement de trois sites du centre de l'Ontario. La présence de milieux humides dans les bassins de drainage est un facteur qui influe grandement sur le taux de rétablissement des lacs. Des expériences d'acidification et de rétablissement à l'échelle des lacs, réalisées dans la Région des lacs expérimentaux (ELA), dans le nord-ouest de l'Ontario, ont montré que l'état d'un lac gravement acidifié (lac 302S, pH = 4,5) n'est pas aussi facilement réversible que celui d'un lac moyennement acidifié (lac 223, pH = 5,0). Les dommages subis par le mécanisme interne d'alcalinisation du lac gravement acidifié ont semblé impossibles à réparer à court terme; en fait, le lac semblait évoluer vers un état chimique et biologique différent de son état original. L'évaluation de 1997 concluait que le rétablissement chimique des lacs se révélait être un processus qui s'effectuait à long terme; on y recommandait de poursuivre la surveillance.

Des études paléolimnologiques de microfossiles enfouis dans les sédiments lacustres ont permis d'en déduire qu'il y aurait eu dans le passé des épisodes d'acidification suivie de périodes de rétablissement du pH de l'eau des lacs et de l'état des populations de poissons. On a des indications claires de cas d'acidification des lacs et de perte de poissons depuis 1850 près de Sudbury (Ontario). Ces études présentent également des indications de rétablissement chimique et biologique impressionnant des lacs depuis la réduction des émissions à l'échelle locale. Les indications de rétablissement biologique dans le sud-est du Canada, obtenues par surveillance, proviennent surtout d'études réalisées également dans la région de Sudbury. Dans certains lacs de cette région, on a observé de l'accroissement ou la réapparition de populations de phytoplancton, de zooplancton, de macro-invertébrés benthiques et de poissons sensibles à l'acidité. On a aussi observé un accroissement des populations locales d'oiseaux aquatiques nicheurs, en particulier des espèces piscivores telles que le plongeon huard (*Gavia immer*) et le harle couronné (*Lophodytes cucullatus*).

À l'extérieur de la région de Sudbury, on n'a observé aucun rétablissement majeur des biotes aquatiques affectés par les dépôts acides. La surveillance de la reproduction et de la survie du saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*) et de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) dans les rivières de la NÉ durant les années 1980 et au début des années 1990 a mis en évidence de la forte variation annuelle, mais n'a pas permis de dégager de tendance globale. Au cours des années 1980, certaines populations d'écrevisses de la région de Muskoka (Ontario) ont clairement chuté. Des études sur le plongeon huard indiquent que le succès de la reproduction est demeuré faible pour les couples nicheurs vivant sur les lacs touchés par la pollution acide, particulièrement dans les provinces Maritimes, et qu'il a peut-être même chuté en Ontario et au Québec.

Certaines études expérimentales ont porté sur le rétablissement biologique. En plaçant du gravier calcaire dans un ruisseau en NÉ, on a réussi à faire augmenter quelque peu le pH; toutefois, en huit ans, on n'a observé aucune tendance de rétablissement du saumon ou de l'omble, mais les poissons semblaient mieux s'accommoder d'acidification épisodique. Le chaulage annuel de quatre lacs de la NÉ a entraîné la remontée du pH des rivières en aval, suffisant pour ramener la densité du saumon de l'Atlantique à un niveau normal; des simulations par modélisation ont cependant indiqué que le rétablissement complet des populations de saumon de l'Atlantique pourrait prendre plusieurs décennies après que les conditions chimiques naturelles des cours d'eau seraient revenues. La modélisation a aussi indiqué que des stratégies permettant d'augmenter le pH des rivières d'à peine 0,2 à 0,4 unité entraîneraient des hausses relativement importantes de la production de saumoneaux et de

rétablissement des populations dans certains cours d'eau. Dans l'ELA, le rétablissement biologique observé s'est produit un certain temps après le rétablissement chimique. Le rétablissement d'un lac acidifié jusqu'à un pH de 4,5 s'est révélé plus lent que celui d'un lac moins acide, de pH 5,0. La valeur 5,0 de pH est ressortie comme un seuil important pour la vitesse et la nature du rétablissement des communautés biologiques. On conclut dans l'évaluation de 1997 que s'il est possible de renverser les effets chimiques de l'acidification dans une période de temps relativement courte (probablement quelques décennies), la réversibilité des effets biologiques est beaucoup plus douteuse. Il pourrait être impossible de retrouver les écosystèmes d'origine.

7.3 QU'EST-CE QUE LE RÉTABLISSMENT?

D.S. Jeffries et R.C. Weeber

Pourquoi poser cette question ? La définition de « rétablissement » que donne le dictionnaire (« retour à la santé »; Le Petit Robert, 1997) se compose de deux éléments: le processus (retour) et le résultat (santé). Cependant, comme les humains sont naturellement portés à ne considérer que les résultats, certains croiront à tort qu'un écosystème dont l'acidité a baissé signifie que le problème est résolu et qu'il n'y a donc plus d'améliorations à apporter. En fait, la plupart des observations résumées dans le présent chapitre concernent le processus de rétablissement plutôt que son résultat; elles portent en particulier sur la trajectoire empruntée au cours du temps par les diverses composantes chimiques et biologiques des écosystèmes aquatiques. Bien que, dans certains (rares) cas, on puisse affirmer que certaines composantes (chimiques et biologiques) d'un écosystème ont atteint un état qui ressemble à un « équilibre », on n'a jamais pu observer de véritables signes de rétablissement complet d'un écosystème aquatique. En général, l'analyse des résultats du rétablissement relève donc du domaine de la prévision (modélisation) ou de conjectures.

Le rétablissement des milieux acides doit aussi être considéré du point de vue de l'ensemble de l'écosystème. Les premiers rapports des effets sur la composition chimique des lacs remontent aux années 1950. Il s'agissait de lacs de la région de Sudbury-Killarney (Ontario) (Gorham et Gordon, 1960) et de la région de Halifax (NÉ) (Gorham, 1957). Comme l'acidification est un processus qui s'étend sur plusieurs décennies, il faut sûrement s'attendre à ce que le rétablissement relève lui aussi d'un processus à long terme. Ensuite, il est probable que la résilience (la capacité à se remettre après avoir subi des dommages; Holling, 1973) varie d'une composante (chimique, physique et biologique) de l'écosystème à l'autre, ce qui n'est pas sans complexifier le processus lui-même; des entités semblables (lacs ou groupes biotiques au sein des lacs), par

exemple, peuvent se rétablir à des vitesses différentes et atteindre des degrés de rétablissement différents. Enfin, au cours des décennies écoulées depuis le début du processus d'acidification, de nombreux autres changements atmosphériques se sont produits et continuent à se produire, p. ex. l'augmentation des concentrations de CO_2 (qui affecte probablement la croissance des végétaux), l'accroissement de la variabilité climatique (p. ex. les changements des régimes de température, de vent et de précipitations), la hausse du rayonnement ultraviolet attribuable à l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique (qui affecte certains biotes aquatiques et le carbone organique dissous [COD]), l'augmentation généralisée de la présence et de la circulation des composés azotés réactifs, la présence croissante de concentrations élevées d'ozone troposphérique, etc. (Schindler et al., 1996; Arnott et al., 2003; Dillon et al., 2003). Tous ces facteurs (voire d'autres) exercent leur influence sur le processus de rétablissement et sur son résultat final. Il faut donc limiter en conséquence nos attentes à l'égard de la possibilité de ramener les écosystèmes à leur état antérieur à l'acidification ou même à un point d'équilibre. L'étude des changements des écosystèmes dans un environnement soumis à l'action continue des facteurs de stress exige la poursuite à long terme de programmes de surveillance intégrés et hiérarchiques, du type décrit au chapitre 6 (section 6.3.1.3).

Les transformations chimiques constituent la première réaction que les écosystèmes aquatiques ont eue à la suite de la réduction d'environ 40% des émissions de dioxyde de soufre (SO_2) observée au cours des deux dernières décennies en Amérique du Nord (pour un aperçu des étapes scientifiques et politiques qui ont mené à cette réduction, voir Jeffries et al., 2003a). Contrairement à celles de SO_2 , les émissions nord-américaines d'oxydes d'azote (NO_x), l'autre polluant acidifiant potentiellement important, ont peu changé au cours de cette même période. La réaction espérée à la baisse résultante des dépôts de SO_4^{2-} est en tout état de cause la réduction de l'acidité des lacs, qu'on quantifie généralement avec la mesure du pH (ou de l'alcalinité [alc.]). Comme nous le verrons ci-dessous (voir aussi le chapitre 6), on observe habituellement une réaction bien différente de cette simple réaction chimique, surtout à cause des nombreux processus biogéochimiques combinés et interdépendants qui doivent se dérouler avant qu'on puisse constater que le pH ou l'alc. ait augmenté. Nombre de ces processus sont sensibles à des facteurs physiques tels que les variations du climat. Il ne faut pas en conclure que les lacs ne présentent aucun rétablissement chimique, mais simplement que les attentes que d'aucuns entretiennent sur la réaction immédiate et directe de l'acidité des lacs à la réduction des dépôts sont naïves. Il est tout aussi naïf de croire que la composition chimique des lacs puisse revenir la même qu'à l'origine (antérieur à l'acidification) dans

la période de temps couverte par les actuelles études sur le rétablissement.

Le rétablissement des biotes aquatiques ne peut nécessairement se produire qu'après l'amélioration des conditions chimiques. Comme le rétablissement biologique dépend de nombreux facteurs autres que la qualité de l'eau, il est plus complexe que le rétablissement chimique (voir la section 7.4; Keller et Yan, 1998; Depledge, 1999; Power, 1999; Keller et al., 1999; Gunn et Sandøy, 2001; Schindler, 2001; Vinebrooke et al., 2004). Certains facteurs engendrent carrément des goulots d'étranglement, par exemple une réserve insuffisante d'organismes colonisateurs pour rétablir une communauté biologique ou des entraves à la dynamique du rétablissement à l'échelle de la communauté (voir Yan et al., 2003). La réintroduction de populations d'espèces à faible mobilité (p. ex. certains invertébrés benthiques) ou d'espèces dont les autres populations vivant dans des masses d'eau avoisinantes ne peuvent recoloniser le lac en cours de rétablissement à cause des barrières physiques (p. ex. des chutes) peut nécessiter l'intervention directe (p. ex. l'empoissonnement) (voir p. ex. Bilton et al., 2001; voir section 7.5). Même après une colonisation jugée réussie, des facteurs tels que la qualité de l'eau différente des conditions originales, l'ordre de réintroduction des espèces, les interactions de prédation et de concurrence entre les espèces colonisatrices et celles déjà présentes, la modification de la dynamique du réseau trophique et la variation de la tolérance des espèces aux facteurs de stress peuvent également influencer la composition taxonomique et l'abondance des communautés biologiques résultantes (voir p. ex.: 7.4.2.2 et 7.4.3.3; Vinebrooke et al., 2004). À quelques exceptions près, l'information résumée ci-dessous indique que les communautés biologiques des lacs ayant connu un rétablissement chimique sont susceptibles d'avoir subi des transformations permanentes par rapport à leur état initial. Certains auteurs en ont conclu qu'il est préférable de définir une communauté biologique rétablie comme une communauté qui soit « normale » ou « typique » pour la région, en se fondant sur des données de référence recueillies dans des lacs comparables, mais d'un pH proche du point de neutralité (Keller et Yan, 1998; Keller et al., 1999; Gunn et Sandøy, 2001, 2003). Bien que des progrès aient été réalisés récemment (voir p. ex. la section 7.4.3.3), on ne connaît pas assez bien les conséquences du rétablissement biologique sur le fonctionnement de l'écosystème (p. ex. le stockage et le recyclage des éléments nutritifs) pour savoir s'il est possible de ramener un lac à un « état de santé normal » fonctionnel.

En bref, le présent chapitre présentera les indications dont on dispose à ce jour pour affirmer que les écosystèmes aquatiques se rétablissent (ou non) de leur période d'acidification et que les résultats finaux du rétablissement ne sont pas encore atteints. Dans les écosystèmes rétablis, il est possible que les

conditions chimiques diffèrent des conditions originales, et il est très probable que ce soit le cas des conditions biologiques. Cependant, ces écosystèmes devraient ressembler aux systèmes non acidifiés typiques des environs.

7.4 OBSERVATIONS DE RÉTABLISSEMENT

Les prévisions de rétablissement des écosystèmes lacustres sont fondées sur le fait que les émissions totales en Amérique du Nord sont tombées à environ 40% sous leur taux de 1980 (voir le chapitre 2). Bien que le Canada et les États-Unis (É.U.) aient graduellement réduit leurs émissions depuis plus de vingt ans, les deux pays ont atteint leur taux maximum de réduction à des moments différents. Les réductions de SO_2 dans l'est du Canada ont été plus importantes dans les années 1980 que dans les années 1990, tandis que les plus fortes réductions américaines se sont produites au début des années 1990.

Les données sur les concentrations de SO_4^{2-} dans les précipitations de l'est du Canada et des É.U. depuis les vingt dernières années indiquent une tendance générale à la baisse (voir le chapitre 3), les baisses régionales les plus marquées s'étant produites près des régions émettrices qui ont le plus contribué à la réduction des émissions. Au Canada, ce sont donc le sud et le nord de l'Ontario et le sud-ouest du Québec qui ont connu la plus forte réduction des dépôts régionaux de SO_4^{2-} et on y observe une très importante diminution des émissions dans les zones directement influencées par les fonderies de Sudbury et de Rouyn-Noranda.

On a fait entrer les observations de cas de rétablissement d'écosystèmes lacustres dans trois catégories: 1) les lacs visés par des programmes régionaux de surveillance, pour lesquels on dispose d'indications par inférence tirées de l'analyse des tendances; 2) les lacs situés près d'importantes sources ponctuelles où la réduction des dépôts acides a été particulièrement forte; 3) les lacs expérimentalement acidifiés de l'ELA, qui passent par les différentes étapes d'un rétablissement chimique contrôlé. Nous traitons de ces trois catégories dans les sections qui suivent.

7.4.1 Lacs faisant partie de programmes régionaux de surveillance

7.4.1.1 Le rétablissement chimique

D.S. Jeffries, T.A. Clair, S. Couture, P.J. Dillon, W. Keller, D.K. McNicol et R.C. Weeber

Le chapitre 6 présente un aperçu des nombreuses analyses des tendances de l'évolution des conditions chimiques réalisées depuis dix ans portant sur diverses périodes et divers groupes de

lacs de l'est du Canada, en plus de la nouvelle analyse portant particulièrement sur les années 1990 (voir les sections 6.3.2.1 et 6.3.2.2; voir aussi Jeffries et al., 2003b). Deux importantes conclusions en ressortent. Il ressort de la première que les observations effectuées durant les années 1990 ont montré que la teneur en SO_4^{2-} des lacs avait baissé dans tout le sud-est du Canada, par suite de la réduction des émissions nord-américaines de SO_2 . Toutefois, cette tendance générale n'aurait commencé à se manifester que dans les provinces de l'Atlantique et qu'elle serait limitée en Ontario (voir les explications ci-dessous). La deuxième importante conclusion tirée est que le rétablissement chimique est en cours selon l'observation de la tendance à l'accroissement de l'alcalinité ou du pH; on constate aussi que ce phénomène est de plus en plus fréquent, comparativement aux conclusions des évaluations précédentes. Les pentes de régression positives de l'alcalinité et du pH prédominent dans les lacs faisant l'objet de suivi dans la plupart des provinces de l'Est (à l'exception de Terre-Neuve [TN] et de la NÉ, où l'alcalinité est en baisse), ce qu'on interprète comme un signe avant-coureur de rétablissement. Néanmoins, la réaction *statistiquement significative* prédominante des lacs à l'évolution de l'acidité demeure « aucune tendance significative », tout comme lors des évaluations précédentes.

Dillon et al. (2003) ont montré que les tendances observées dans les concentrations de SO_4^{2-} avaient surtout été, mais non pas exclusivement, déterminées par la baisse des dépôts de SO_4^{2-} . De nombreux facteurs ont masqué la réaction de rétablissement de l'alcalinité et du pH en réaction aux tendances des dépôts de SO_4^{2-} , y compris la réduction des cations basiques, la libération épisodique ou chronique du SO_4^{2-} emmagasiné dans les bassins de drainage ou les sédiments lacustres, la perturbation des mécanismes internes d'alcalinisation des lacs et, peut-être, l'acidification se produisant par l'intermédiaire des composés azotés, (pour des explications détaillées, des références, etc., voir le chapitre 6, sections 6.3.2.4 et 6.3.2.5) qui gagnerait en importance.

La compensation ionique de la baisse des concentrations de SO_4^{2-} dans les lacs venant de la réduction des cations basiques plutôt que de la hausse du pH ou de l'alcalinité est le principal obstacle qui bloque ou du moins ralentit le rétablissement aquatique. Les lacs qui connaissent une diminution à la fois du SO_4^{2-} et des cations basiques n'arrivent non seulement pas à se rétablir, mais sont probablement en voie de se diluer. On a même observé quelques lacs dans lesquels l'acidification se poursuivait malgré la réduction du SO_4^{2-} , au moins en partie parce que le taux de diminution des cations basiques dépasse celui du SO_4^{2-} (voir tableau 6.4, chapitre 6).

La chute des cations basiques est un phénomène prévisible, puisqu'ils passent par le processus chimique décrit dans l'un

des modèles conceptuels de l'acidification des écosystèmes généralement reconnus (voir Norton et Vesel?, 2003). En l'absence de dépôts acides, la concentration de cations basiques dans les cours d'eau reflète l'état d'équilibre qui existe entre les apports provenant des bassins de drainage (principalement par le processus cinétiquement lent de l'altération atmosphérique primaire) et l'élimination (lessivage par percolation des eaux de précipitation). Normalement, la teneur en cations basiques de l'eau des cours d'eau est inversement proportionnelle au débit. Le réservoir de cations basiques facilement échangeables présents dans le sol est d'une importance cruciale pour cet état d'équilibre, puisqu'il est habituellement très grand relativement à l'ampleur des flux d'apport et d'exportation. L'introduction dans le sol des acides forts contenus dans les dépôts acides provoque le lessivage du réservoir de cations basiques facilement échangeables (Likens et al., 1996, 1998). À l'apparition des dépôts acides, c'est donc généralement la teneur en cations basiques des eaux de ruissellement qui augmente, et non pas l'alcalinité ou le pH qui diminue. Seuls les écosystèmes renfermant un réservoir de cations basiques extrêmement limité (p. ex. ceux dont le couvert de sol est très mince ou inexistant) s'acidifient immédiatement (les eaux de ruissellement ont une forte teneur en ions hydrogène $[H^+]$ et en aluminium $[Al]$). Si l'apport en acides se poursuit assez longtemps, le réservoir de bases échangeables s'appauvrira par lessivage jusqu'à ce que, à terme, la concentration de cations dans le cours d'eau chute et que l'eau devienne acide.

Au Canada, la plupart des écosystèmes aquatiques se situent entre ces deux extrêmes. Nombre sont acidifiés (l'alcalinité y est plus faible qu'à l'origine), mais pas encore acides (alc. ≤ 0 ; voir le chapitre 6), et la tendance à la baisse des cations basiques traduit la réduction de l'apport acide. Le réservoir de cations basiques de leur sol s'est appauvri par lessivage mais n'est pas encore épuisé. La grande question est donc de savoir ce que deviendra la concentration de cations basiques dans l'eau de ruissellement lorsque les dépôts acides chuteront davantage. Pour y répondre, les seuls renseignements directs dont nous disposons viennent de la reconstruction paléolimnologique des tendances à long terme du calcium (Ca^{2+}) dans six lacs de la région de Sudbury (Keller et al., 2001). Cette étude a montré qu'après quelques augmentations initiales minimes, les concentrations de Ca^{2+} avaient baissé depuis le début ou le milieu des années 1900 (dans la région, les émissions de SO_2 ont commencé à la fin du XIX^e siècle) pour retrouver environ la moitié de leur concentration préindustrielle. D'après le modèle conceptuel d'acidification, les concentrations de Ca^{2+} chuteront aux concentrations inférieures à ce qu'elles étaient avant l'acidification et ne se rétabliront que lorsque l'altération chimique aura rétabli le réservoir de bases échangeables du sol. Étant donné la lenteur du processus d'altération, il est irréaliste

de croire qu'on puisse revenir à court terme (d'ici quelques décennies à quelques siècles) aux conditions chimiques préindustrielles des eaux de ruissellement. Enfin, il faut noter que les processus chimiques synthétisés dans le modèle conceptuel sont nécessairement simplistes. La présence d'autres paramètres contribue à induire de la variabilité dans la relation observée entre les cations basiques et le SO_4^{2-} , p. ex. l'origine glaciaire des sols du Bouclier canadien, l'épaisseur des sols et la maturité de leur profil, la présence de milieux humides, la réduction des dépôts de cations basiques et d'autres facteurs de stress externes, comme les changements climatiques et les changements de l'utilisation des sols. Il faudra mener des études pour évaluer (à l'échelle régionale) l'ampleur de l'appauvrissement en cations basiques des sols des bassins de drainage, afin de mieux prévoir ses effets sur le rétablissement chimique des lacs.

Le calcul du bilan massique du SO_4^{2-} des lacs indique que la différence entre l'apport par la portion terrestre du bassin versant (cours d'eau) et l'exportation par les lacs dépasse généralement les dépôts (Eimers et Dillon, 2002) et que cette exportation de SO_4^{2-} excédentaire peut empêcher ou retarder le rétablissement. Les autres sources de SO_4^{2-} dans le bassin terrestre y sont indiquées, par exemple le SO_4^{2-} désorbé par les sols forestiers, le SO_4^{2-} produit par l'oxydation et la mobilisation du S réduit accumulé dans les milieux humides, les rives de cours d'eau, etc. et, à l'occasion, le SO_4^{2-} produit par l'oxydation de minéraux sulfurés présents dans le substrat rocheux. Ces sources dépendent de caractéristiques du bassin variables géographiquement, comme la topographie, la géologie du substrat rocheux, le type de forêt, le type, la profondeur et la composition chimique du sol, le pourcentage de milieux humides, etc. Parfois, des perturbations majeures du bassin versant jouent aussi un rôle. Par exemple, l'augmentation de la concentration de SO_4^{2-} observée à la fin des années 1970 et au début des années 1980 dans le lac Rawson, dans l'ELA, avait été précédée de deux feux de forêt.

La sécheresse a eu une influence particulièrement marquante sur les exportations de SO_4^{2-} des lacs ontariens (Yan et al., 1996a; Dillon et al., 1997; Jeffries et al., 2003a). L'abaissement du niveau de la nappe phréatique ou des lacs a provoqué l'assèchement des sols des milieux humides ou des sédiments de la zone littorale, créant des conditions dans lesquelles les espèces soufrées (S) déjà réduites ont pu s'oxyder. Lorsque les systèmes ont retrouvé leur humidité, l'exportation de SO_4^{2-} mobile résultant a produit des épisodes d'acidification lorsque de grandes quantités de cations H^+ étaient également exportées, mais aussi de longues périodes de fortes concentrations de SO_4^{2-} (relativement aux concentrations antérieures à la sécheresse) lorsque le Ca^{2+} était en général un cation compensateur plus important. Les sécheresses retardent

le rétablissement des lacs; pour évaluer le potentiel à long terme des interactions de ce facteur de stress, il faut chercher à quantifier la taille du réservoir de S réduit et sa disponibilité.

À mesure que les dépôts de SO_4^{2-} décroissent, l'importance relative de l'acidification par les dépôts de N augmente. Quelques rapports ont fait état d'un accroissement des concentrations de NO_3^- à certains sites de surveillance d'Environnement Canada (p. ex.: Couture, 1995; Jeffries et al., 2002); dans ces deux cas, cependant, l'accroissement était sans doute attribuable à des modifications des conditions forestières (p. ex. l'atteinte du climax et peut-être le taux de nitrification des sols attribuable à la variation du climat qui a augmenté) plutôt qu'aux dépôts atmosphériques. On ne peut toutefois expliquer ainsi la hausse des concentrations de NO_3^- observées dans certains lacs situés à proximité de la fonderie de Rouyn-Noranda (Québec), ni les quelques indications de ce phénomène données dans l'ensemble de données ontariennes du Service canadien de la faune (SCF), analysé au chapitre 6 (voir la section 6.3.2.1). Au chapitre 6, on conclut que peu d'éléments permettent d'affirmer que l'acidification induite par l'intermédiaire de composés azotés affecte actuellement les lacs canadiens. Par extension, il est donc peu probable que les dépôts de N ralentissent actuellement le rétablissement. Cependant, les dépôts de N et de S ne s'accumulent pas de la même façon: alors que la plus grande partie des dépôts de N s'accumule dans le bassin de drainage terrestre, la plupart des dépôts de SO_4^{2-} sont mobiles et s'infiltrent. En outre, l'acidification par l'azote débute une fois que les dépôts accumulés deviennent suffisants pour satisfaire les besoins nutritifs de la forêt en N (un point appelé « saturation en azote »). Si les dépôts de N restent élevés et que de la saturation en azote des bassins de drainage s'ensuit (Stoddard, 1994), il est tout à fait possible que le NO_3^- devienne aussi mobile que le SO_4^{2-} ; l'acidification par l'azote risquerait alors d'empêcher ou de retarder le rétablissement.

Les changements subis par les anions organiques (révélés par les concentrations de COD) peuvent aussi avoir des effets sur le rétablissement. En effet, si l'accroissement des anions organiques compense la réduction du SO_4^{2-} , les paramètres de l'acidité ne changeront pas. Or, parmi les observations rapportées au chapitre 6, le résultat « aucune tendance décelable » dans les concentrations de COD a été le résultat d'analyse le plus fréquemment obtenu, bien que dans certains cas, des hausses et des baisses ont été notées. Au fur et à mesure que diminueront les dépôts acides minéraux, l'influence des acides organiques s'accroîtra, en raison de leur nature amphotère (c.-à-d. leur capacité à agir tantôt comme un acide, tantôt comme une base), même en l'absence de toute augmentation de COD (Clair et al., 1992). Cet effet pourrait contribuer à certaines des réactions apparemment

contradictoires de l'alcalinité et du pH observées à TN et en NE (chapitre 6, section 6.3.2.1.1), où les pentes de régression des mesures de pH enregistrées étaient le plus souvent positives, alors que celles de l'alcalinité étaient le plus souvent négatives. La variable « alcalinité Gran » employée au chapitre 6 est influencée par tout anion organique qui accepte des protons à un pH supérieur à environ 5.

Les facteurs qui affectent les mécanismes internes d'alcalinisation peuvent influencer le rétablissement des lacs. En général, l'importance de l'alcalinisation interne des lacs augmente en fonction du temps de renouvellement de l'eau. Normalement, les principaux processus sous-jacents à l'alcalinisation interne sont la réduction du SO_4^{2-} , la dénitrification, l'échange d'ions à l'interface eau-sédiments (Cook et al., 1986) et la dégradation du COD (P.J. Dillon, comm. pers.). D'après des études d'acidification réalisées à l'échelle des lacs dans l'ELA, il peut arriver que le pouvoir interne d'alcalinisation soit détérioré de telle façon que la courbe de l'évolution du pH durant le rétablissement diffère de celle de l'acidification (Jeffries, 1997). À tout le moins, le rétablissement du pH accuse un retard par rapport à la réduction du SO_4^{2-} et il est très probable que la condition chimique des lacs se dirige vers un état différent de son état d'origine (voir la tendance à la dilution des systèmes mentionnée ci-dessus). La perturbation de l'alcalinisation interne pourrait être liée à la diminution de la quantité de carbone organique disponible qui alimente la réduction microbienne du SO_4^{2-} ou à l'appauvrissement des réserves de fer (Fe) nécessaires pour former des sulfures insolubles (Carignan, 1989). La perturbation de l'alcalinisation interne semble aussi en partie dépendre de l'ampleur de l'acidification. Par exemple, lorsqu'on a abaissé le pH d'un lac à un niveau inférieur à 5 dans le cadre d'une des expériences de l'ELA, son alcalinisation interne s'est trouvée perturbée, alors que l'abaissement du pH à seulement 5,1 au cours d'une autre expérience n'a pas eu cet effet. La perturbation de la capacité intrinsèque d'un lac à neutraliser les acides (pouvoir tampon) signifie que les apports acidifiants auront plus d'effet au cours de la période de rétablissement que durant l'acidification.

Dans l'ensemble, l'évaluation des tendances régionales en matière de rétablissement chimique des lacs indique que l'abondance du principal agent d'acidification (SO_4^{2-}) diminue généralement en fonction de la baisse des dépôts de SO_4^{2-} . C'est une bonne nouvelle, car elle signifie que la réduction des émissions du précurseur SO_2 a des effets observables dans le sud-est du Canada. Les écarts observés par rapport à cette généralisation sont liés (probablement) à la mobilisation du soufre déposé et accumulé antérieurement. On tente actuellement de déterminer combien de temps ce « vieux » soufre continuera à influencer le rétablissement des lacs. Il est beaucoup plus difficile de trouver des indications directes du

rétablissement des lacs (augmentation de l'alcalinité ou du pH), puisque celui-ci est masqué, principalement par la chute des cations basiques, mais aussi par la mobilisation du S emmagasiné et la modification des mécanismes internes d'alcalinisation des lacs. Les valeurs d'alcalinité ou de pH évoluent cependant dans un sens encourageant (voir le chapitre 6), et des évaluations similaires réalisées en Scandinavie, où les dépôts sont réduits depuis plus longtemps (voir p. ex. Stoddard et al., 1999), laissent espérer qu'avec le temps, l'amélioration de l'alcalinité et du pH finira par l'emporter sur la baisse des cations basiques. Néanmoins, il est probable que les lacs rétablis parviendront à terme à un état chimique différent (plus dilué) de ce qu'ils étaient à l'origine, à l'époque préindustrielle.

7.4.2 Lacs proches d'importantes sources ponctuelles

R.C. Weber, R.W. Brook, D.S. Jeffries, W. Keller, D.K. McNicol, A.M. Paterson, E. Snucins, K.M. Somers, R.D., Vinebrooke, J.G. Winter et N.D. Yan

Les lacs situés à proximité des fonderies de Sudbury (Ontario) et de Rouyn-Noranda (Québec) méritent une attention particulière dans le présent chapitre. Ils ont été affectés par des dépôts acides de sources aussi bien locales qu'éloignées. À ces deux endroits, la réduction des émissions des fonderies a diminué l'ampleur des dépôts locaux beaucoup plus que dans les régions adjacentes. Ces lacs représentent des lieux exceptionnels au Canada pour l'évaluation du rétablissement. Depuis plusieurs années, on mène notamment des études intensives sur les écosystèmes aquatiques de la région de Sudbury, particulièrement sur ceux des lacs extrêmement vulnérables du parc provincial Killarney, situé au sud-ouest des fonderies. Les connaissances qu'on en tire en font une des meilleures (et sans doute la meilleure) études de cas documentées dans le monde sur le rétablissement des écosystèmes après réduction des dépôts acides (p. ex.: Gunn, 1995; numéros spéciaux du Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques, 1992 [vol. 14, numéro spécial 1]; Ambio, 2003 [volume 23]).

L'exploitation de fonderies de métaux depuis plus d'un siècle dans la région de Sudbury (Ontario) a généré une pollution atmosphérique dont les répercussions sur les écosystèmes aquatiques touchent une vaste zone (plus ou moins 17 000 km²) autour de la ville. Près des fonderies, les lacs ont reçu de façon chronique d'importants dépôts de polluants acidifiants et de particules métalliques; leurs caractéristiques chimiques et physiques et leurs biotes ont été les plus gravement touchés. À Sudbury, de fortes réductions des émissions de SO₂ ont été réalisées particulièrement tôt (durant les années 1970) (Gunn,

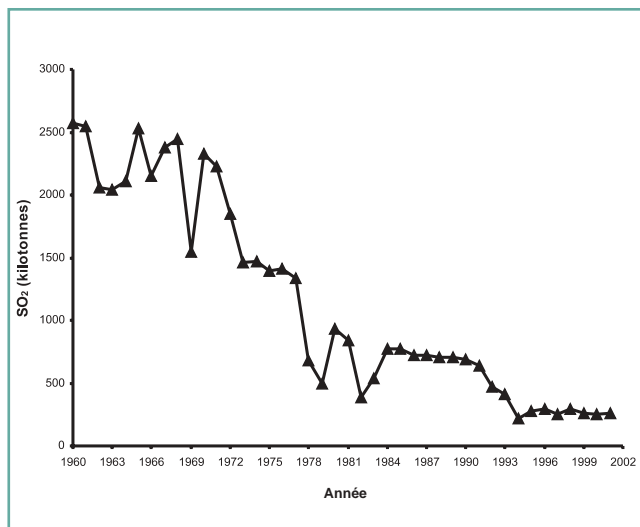


Figure 7.1. Émissions de dioxyde de soufre des fonderies de la région de Sudbury (Ontario) de 1960 à 2001

1995) (figure 7.1) et, aujourd'hui, les dépôts de SO₄²⁻ des environs sont semblables à ceux de sites régionaux situés à 200 km au sud-est (Keller et al., 2003). En 1972, la mise en service de la « super cheminée » a permis une réduction instantanée considérable des dépôts acides (surtout secs) dans la région de Sudbury, à la fois grâce à la forte diminution des émissions et à la meilleure dispersion des polluants. À la suite de ces réductions d'émissions et d'autres réalisées à la fin des années 1970 (figure 7.1), on a observé de l'amélioration dans les caractéristiques chimiques de l'eau et le rétablissement de certaines communautés biologiques, après quoi les programmes de surveillance de la région de Sudbury ont axé leurs travaux non plus sur l'évaluation des dommages, mais sur le suivi du rétablissement. On souligne dans l'évaluation de 1997 (Jeffries, 1997) que la région de Sudbury est la seule où on a observé du rétablissement à grande échelle, en partie à cause de l'ampleur extrême de l'acidification antérieure, mais aussi grâce à la réduction remarquable des émissions locales, notamment de S.

7.4.2.1 Rétablissement chimique

Au fil des ans, de nombreux rapports ont fait état de changements de la composition chimique des lacs de la région de Sudbury (p. ex.: Dillon et al., 1986; Keller et al., 1992; Mallory et al., 1998; Keller et al., 2003). Ces études signalent à peu près toutes une baisse prédominante de la concentration de SO₄²⁻, de cations basiques, d'Al et de métaux communs et une hausse du pH ou de l'alcalinité. Bien que les profils d'évolution varient d'un lac à l'autre, le suivi intensif de certains lacs des environs de Sudbury a montré que le pH avait augmenté et que la concentration de SO₄²⁻ avait diminué (figure 7.2). Le taux de changement de la teneur en SO₄²⁻, souvent plus élevé durant les

années 1970 et 1990 que durant les années 1980, semble suivre les variations des émissions locales de SO_2 . Les lacs retenus pour l'échantillonnage et la période choisie pour l'analyse ont influé sur la nature de la réaction de rétablissement décrite. Par exemple, 36 des 38 lacs de taille assez importante (de 14,5 à 1 315 ha) surveillés par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (MOE) ont vu leur pH augmenter de 1981 à 1989 (Keller et al., 1992), tandis que seulement 26 des 161 lacs de plus petite taille (de 0,1 à 350 ha) surveillés par le SCF ont connu un accroissement du pH de 1983 à 1995 (le pH a chuté dans deux lacs et est resté inchangé dans les autres; Mallory et al., 1998). La hausse potentielle du pH ou de l'alcalinité des lacs a été partiellement annulée par la baisse de la concentration de cations basiques (Keller et al., 2001). En général, il est facile d'expliquer pourquoi certains lacs se sont démarqués par rapport à ces tendances; il peut s'agir par exemple d'un renversement à court terme de la tendance en raison de la sécheresse, comme nous l'avons vu plus haut (Keller et al., 1992; Yan et al., 1996a; voir la section 6.3.2.5). Bien que l'amélioration des eaux de la région de Sudbury ait été observée et déduite des données paléolimnologiques, on a conclu dans plusieurs études (p. ex.: Mallory et al., 1998; Keller et al., 2003; voir la section 6.3.2.3) que de nombreux lacs demeurent trop acides ($\text{pH} < 6$) pour assurer la survie de biotes aquatiques vulnérables (voir la section 7.4.2.2). Malgré l'amélioration de la qualité de leur eau, nombre des lacs les plus proches de Sudbury continuent de renfermer de fortes concentrations de cuivre (Cu) et de nickel (Ni) dans leur eau et leurs sédiments. Le rétablissement des lacs vulnérables de Killarney s'est accompagné d'une diminution de la concentration de Ca^{2+} , d'une amélioration de la transparence et d'une modification des régimes thermiques qui peuvent avoir des répercussions sur ces écosystèmes. Keller et al. (2003) ont conclu que, même dans les lacs qui présentent les meilleures indications d'un rétablissement chimique, le processus de rétablissement reste incomplet (voir aussi Larssen et al., 2003), et qu'il faut poursuivre la surveillance dans un cadre capable d'intégrer les multiples facteurs de stress.

La fonderie de Rouyn-Noranda (Québec) est la cause d'une grande partie des émissions de SO_2 de la province. Les premières réductions d'émission ont surtout été mises en œuvre au début des années 1990 (soit beaucoup plus tard qu'à Sudbury). L'objectif visé était de réduire les émissions de 90% avant 2010. Beaucoup moins d'études ont été réalisées sur les lacs de la région de Rouyn-Noranda que sur ceux de Sudbury. Dupont (2004) a évalué les changements chimiques survenus dans 36 lacs échantillonnés en 1982, 1991, 1996 et 2001 (voir le chapitre 6, section 6.3.2.2). Durant toute cette période, les concentrations de SO_4^{2-} , de cations basiques et de COD ont connu de fortes chutes, tandis que l'alcalinité et la concentration de NO_3 ont beaucoup augmenté. Cependant, on n'a détecté aucun changement significatif du pH, bien qu'un

sous-ensemble de neuf lacs d'eau claire ait connu une hausse de pH entre 1991 et 2001. La hausse de la concentration de NO_3 est particulièrement intéressante, puisqu'elle ne peut être expliquée par aucune augmentation des dépôts d'azote ni modification de l'utilisation des terres et qu'elle se limite à la zone située à moins de 50 km de la fonderie. De toute évidence, les lacs qui entourent les fonderies de Rouyn-Noranda en sont aux toutes premières étapes du rétablissement, ce qui justifie d'augmenter la surveillance.

7.4.2.2 Rétablissement biologique dans la région de Sudbury

En général, on a rapporté dans l'évaluation précédente que le rétablissement biologique des lacs de la région de Sudbury avait accusé du retard par rapport à leur rétablissement chimique, en partie à cause de l'importance et de la durée de l'acidification. Au cours des années 1980 et 1990, de nombreuses espèces de phytoplancton, de zooplancton et d'invertébrés benthiques sensibles à l'acidité sont réapparues dans de nombreux lacs de Sudbury. Le chaulage à long terme de lacs acidifiés a souvent aidé au rétablissement du zooplancton et du poisson, mais le degré de rétablissement diminuait en fonction de la gravité de l'acidification (p. ex. $\text{pH} \leq 4,5$) et de la contamination par les

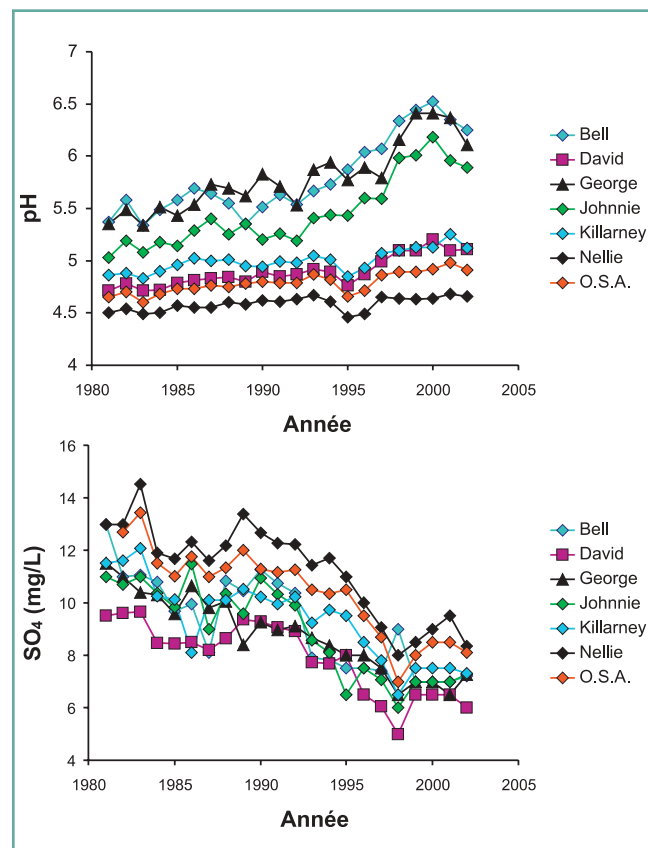


Figure 7.2. Tendances du pH et de la concentration de SO_4^{2-} dans sept lacs de la région de Sudbury (Ontario) de 1981 à 2002

métaux. Bien que la poursuite des réductions des émissions à l'échelle locale ait contribué à améliorer les habitats aquatiques, il est difficile d'évaluer les réactions des lacs aux limitations des émissions, en raison des interactions complexes de l'acidité des lacs avec les métaux toxiques et d'autres facteurs. Les communautés biologiques gravement touchées ont mis du temps à se rétablir naturellement, sans doute à la fois à cause de la perte de résistance de leur habitat et du peu de possibilités de se disperser.

Dans les sections suivantes, nous donnons un aperçu des récentes observations colligées sur le rétablissement biologique, uniquement dans la région de Sudbury (Ontario); il n'y a aucune information récente de suivi biologique pour la région de Rouyn-Noranda (Québec).

7.4.2.2.1 Algues

7.4.2.2.1.1 Algues planctoniques

On a présenté dans l'évaluation précédente l'influence positive qu'a eue la remontée du pH et de l'alcalinité des lacs sur la diversité des espèces de phytoplancton. Tout comme les caractéristiques morphologiques, le profil des éléments nutritifs et les autres caractéristiques chimiques des lacs, l'acidité y était définie comme un facteur important du rétablissement des communautés de phytoplancton dans les lacs acidifiés. Malgré l'amélioration des conditions d'acidité, la diversité des communautés de phytoplancton est demeurée inférieure à celle des lacs de référence, situés près de Dorset (Ontario) (environ 200 km au sud-est de Sudbury), peut-être à cause de la persistance du stress attribuable aux fortes concentrations de métaux.

Findlay (2003) a prélevé des échantillons dans 22 lacs de Killarney, au sud-ouest de Sudbury, afin d'évaluer le rétablissement du phytoplancton par rapport aux données disponibles sur son état passé et sur la situation des communautés d'algues planctoniques du lac 302S, un lac expérimentalement acidifié de l'ELA, localisé dans le nord-ouest de l'Ontario (voir aussi la section 7.4.2). À quatre étapes de l'expérience, il a trouvé une forte corrélation entre la diversité des espèces de phytoplancton et le pH des 22 lacs de Killarney et du lac 302S (figure 7.3). L'analyse factorielle de correspondance de la structure des communautés de phytoplancton a permis de différencier les lacs de pH supérieur et inférieur à 6 et de constater que plusieurs des lacs les plus acides avaient connu du rétablissement mais partiel de la composition de leurs communautés de phytoplancton. Dans les lacs de Killarney, on n'a établi aucune corrélation entre la biomasse du phytoplancton et le pH de l'eau, mais il existe une corrélation inverse dans le cas du lac 302S, ce qui laisse supposer que le rapport entre la biomasse et le pH pourrait être spécifique à chaque lac et influencé par des facteurs tels

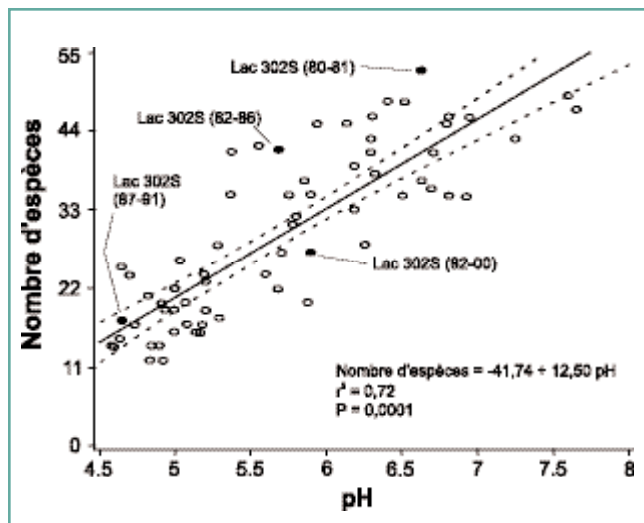


Figure 7.3. Régression linéaire du nombre d'espèces de phytoplancton présentes en fonction du pH de 22 lacs de Killarney (1998 – 2000) (cercles ouverts) et du pH moyen du lac 302S de l'ELA (1980 – 1981, 1982 – 1986, 1987 – 1991, 1992 – 2000) (cercles pleins). Adaptation autorisée de Findlay (2003).

que le temps de renouvellement de l'eau et la disponibilité du phosphore. D'après Findlay (2003), les espèces tolérantes aux acides pourraient continuer de remplir les différentes niches au fur et à mesure que le pH augmente, un processus qui risque de ralentir le rétablissement d'espèces concurrentes sensibles aux acides. Bien que les concentrations de métaux aient diminué parallèlement à la baisse de l'acidité, les concentrations résiduelles ont peut-être aussi entravé le rétablissement du phytoplancton.

Bien que les communautés de phytoplancton puissent se rétablir lorsque les conditions chimiques s'améliorent, des observations récentes indiquent que des épisodes de réacidification pourraient avoir des effets graves et durables sur le rétablissement des algues. Au début des années 1980, on pouvait observer des indices de rétablissement chimique et biologique dans le lac Swan, un lac acidifié des environs de Sudbury mais, après la sécheresse de 1986 et 1987, le pH a baissé de près de 6 à 4,5 (Arnott et al., 2001). La concentration de carbone organique dissous a aussi diminué, tandis que la teneur en métaux, la transparence, la teneur en oxygène et la température du fond de l'eau se sont accrues. Arnott et al. (2001) ont fait état des effets de la réacidification sur le phytoplancton, les rotifères et le zooplancton crustacé du lac Swan (où ne vivait aucun poisson depuis les années 1950). Au cours des années 1980, les changements observés dans la communauté phytoplanctonique laissaient croire à un certain rétablissement. Bien que la richesse et la diversité taxonomiques n'aient pas changé, les dinoflagellés, autrefois le

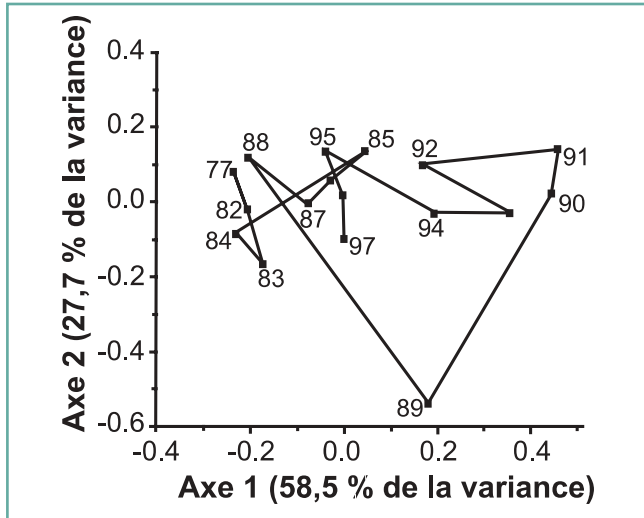


Figure 7.4. Diagramme de dispersion résumant les changements dans le temps de la biomasse des communautés de phytoplancton prélevées dans le lac Swan, près de Sudbury (Ontario) de 1977 à 1997. La situation des communautés de phytoplancton du lac Swan est illustrée pour chaque année d'échantillonnage par rapport aux deux premiers axes de l'analyse factorielle de correspondance. Adaptation autorisée de Arnott et al. (2001).

phytoplancton dominant, avaient été remplacés par les chrysophytes, qui sont aussi le phytoplancton dominant des lacs de référence de Dorset (Ontario). La réacidification du lac a ensuite entraîné la réduction des chrysophytes, qui n'a duré qu'un an, et la diminution de la richesse et de la diversité. Les chrysophytes se sont rétablis pour redevenir le groupe dominant en 1989, mais il a fallu attendre la fin des années 1990 avant que la richesse et la diversité ne reviennent à des valeurs semblables à celles des lacs de référence. L'ordination de la communauté de phytoplancton a confirmé que la structure de la communauté avait été gravement altérée par la réacidification et que cette perturbation avait duré sept ans (figure 7.4). En 1997, on en observait encore les effets sur le phytoplancton du lac Swan, l'un des plus évidents étant l'absence de diatomées. Ce document a montré l'influence majeure et persistante des épisodes d'acidification provoqués par la sécheresse sur les communautés de phytoplancton et de zooplancton en rétablissement dans les lacs boréaux endommagés par l'acidification.

Dans une étude (non publiée) du lac Clearwater, un lac gravement acidifié situé dans les limites de la ville de Sudbury, Winter et al. ont évalué l'évolution du rétablissement de la communauté de phytoplancton après l'acidification. Au début des années 1970, après des décennies de stress acide prononcé, le lac était de pH d'environ 4,2 et contenait des concentrations élevées de Cu, de Ni, d'Al et d'autres métaux. Tous les poissons avaient disparu, et la diversité du phytoplancton, des macrophytes, du zooplancton et des invertébrés benthiques y était fortement réduite (Scheider et Dillon, 1976; Yan et Miller,

1984). Après les réductions spectaculaires des dépôts locaux de soufre, de nombreux paramètres des conditions physiques et chimiques du lac s'y étaient améliorés, et le pH dépassait 6 dans les années 1990 (Girard et al., 2003). Winter et al. (étude non publiée) ont voulu savoir comment la communauté de phytoplancton du lac de Clearwater avait évolué de 1973 à 2001 par rapport à la composition de la communauté de trois lacs de référence non soumis à l'influence des fonderies de Sudbury (Yan et al., 1996b), tous situés près de Dorset (Ontario) et échantillonnés de 1981 à 2001. Tout au long de l'étude, le pH de chaque lac de référence a atteint une moyenne annuelle (période sans glace) supérieure à 6. Des échantillons de phytoplancton ont été prélevés dans la zone euphotique de la partie la plus profonde de chaque lac une ou deux fois par mois durant la saison sans glace, et les échantillons ont été groupés pour donner un échantillon annuel par lac. En général, la précision de l'identification des phytoplanctons allait jusqu'au niveau du genre. Selon les résultats de l'analyse factorielle de correspondance (AFC) fondée sur l'abondance relative, la composition taxonomique de la communauté de phytoplancton du lac Clearwater aurait évolué vers celle des lacs de référence en trois étapes (figure 7.5). Les deux premiers axes de l'AFC expliquent la plus grande partie (23%) de la variance saisie par l'ordination, et les échantillons de phytoplancton du lac Clearwater sont passés avec le temps du côté positif des axes 1 et 2 à leur côté négatif. Parmi les genres de phytoplancton placés du côté positif de l'axe 1 de l'AFC figurent des dinoflagellés non identifiés (nus), des chlorophytes (*Xanthidium* et *Mougeotia*), des euglénophytes (*Trachelomonas*) et le tribophyte *Isthmochloron*. Parmi les genres placés du côté négatif de l'axe 1, on trouve le chrysophyte *Uroglena*, plusieurs diatomées (*Tabellaria*, *Cyclotella* et *Rhizosolenia*) et l'haptophyte *Chrysochromulina parva*. Comme l'indiquent les changements dans l'espace d'ordination, le phytoplancton du lac Clearwater – dont la composition était au départ très distincte de celle des trois lacs de Dorset (des années 1970 au début des années 1980 et du milieu à la fin des années 1980), lui est devenu très semblable dans les années 1990 et en 2000-2001. Le seul accroc à cette cadence de rétablissement remonte à 1988, lorsque la communauté de phytoplancton est revenue brièvement à sa composition antérieure, surtout parce que l'abondance des dinoflagellés y avait augmenté. Bien qu'en 1988, la réacidification d'un autre lac de la région de Sudbury (le lac Swan; voir ci-dessus) ait perturbé le rétablissement du phytoplancton (Arnott et al., 2001), le lac Clearwater n'a pas subi de chute importante de pH cette année-là. Ainsi, on ne peut attribuer le changement temporaire de la réaction du phytoplancton à la réacidification. Dans l'ensemble, le changement de la composition de la communauté de phytoplancton du lac Clearwater indique que du rétablissement s'y est produit depuis les 30 dernières années.

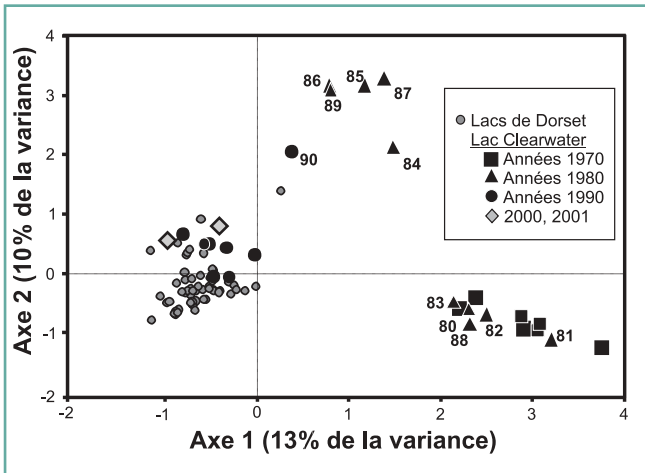


Figure 7.5. Diagramme de dispersion illustrant les changements dans le temps de l'abondance relative des taxons de phytoplancton prélevés dans le lac Clearwater, près de Sudbury (Ontario) de 1973 à 2001. Les deux premiers axes de l'analyse factorielle de correspondance (AFC) indiquent la position relative des communautés de phytoplancton du lac Clearwater par rapport au phytoplancton prélevé dans trois lacs de référence (pH > 6) près de Dorset (Ontario) (les valeurs de l'axe 1 et 2 sont respectivement de 0,53 et de 0,37) (points ombrés). Les résultats de l'AFC du lac Clearwater sont indiqués pour chaque année, de 1980 à 1990; aucune donnée n'est disponible pour le lac Clearwater en 1992 et 1997.

7.4.2.2.1.2 Algues benthiques

Comparativement au phytoplancton, on dispose de très peu d'information sur la réaction des algues benthiques à l'acidification et au rétablissement des lacs de la région de Sudbury. Ce groupe, qui comprend les algues filamenteuses et cellulaires associées au substrat du fond, ne faisait pas partie des groupes examinés lors de l'évaluation précédente. Des travaux détaillés sur les algues benthiques ont cependant été réalisés dans l'ELA (voir 7.4.3.3.1) et on est en train de réaliser une étude particulière à cet égard sur les lacs de la région de Killarney. Prenant comme objet d'étude les lacs de Killarney et le lac 302S de l'ELA, Vinebrooke et al. (2003a) ont tenté de déterminer la variabilité spatiale et temporelle des algues épilithiques en fonction de l'acidification. Ce sont les augmentations du COD, du carbone inorganique dissous (CID) et du calcium (Ca²⁺) qui expliquent le mieux la variabilité temporelle de l'abondance des espèces épilithiques dans les lacs en rétablissement. Les auteurs évaluent la résilience selon la trajectoire dessinée par l'évolution des lacs dans l'espace d'ordination. Dans le cas du lac 302S, la résilience est définie comme l'évolution de la composition vers la composition algale antérieure à l'acidification, tel qu'il est représenté dans l'espace d'ordination. Bien que les conditions chimiques de plusieurs lacs de la région de Killarney se soient améliorées de 1992 à 2002, l'évolution des lacs de Killarney et le lac 302S

traduite dans la trajectoire dessinée dans l'espace d'ordination indique que les assemblages d'algues épilithiques ont eu une réaction faible à Killarney, mais assez forte dans le lac 302S (figure 7.6). On a observé du retard dans le rétablissement des algues par rapport à l'amélioration chimique, plus prononcé dans les lacs de Killarney que dans le lac 302S, peut-être à cause des conséquences de l'acidification à long terme qu'a connue la région de Sudbury (Ontario). Les auteurs estiment qu'on peut attribuer la faible résilience relative de plusieurs lacs de Killarney par rapport au lac 302S à des facteurs liés à l'étendue spatiale et à l'échelle temporelle de l'acidification. Le rétablissement des lacs de Killarney a pu être contrecarré par certains facteurs comme: 1) la disparition à l'échelle régionale de colonisateurs algaux et d'autres espèces colonisatrices bénéfiques, 2) l'établissement de concurrents et de brouteurs tolérants aux acides et 3) le développement de très mauvaises conditions abiotiques résultant de l'acidification chronique. Le décalage observé entre les améliorations chimiques et la réaction des algues correspond au retard souvent signalé dans le rétablissement biologique et indique en outre que, par rapport à un exemple d'acidification expérimentale extrême, mais simplifié (le lac 302S de l'ELA), l'acidification à long terme d'une région risque de générer un degré très élevé de perturbation biologique.

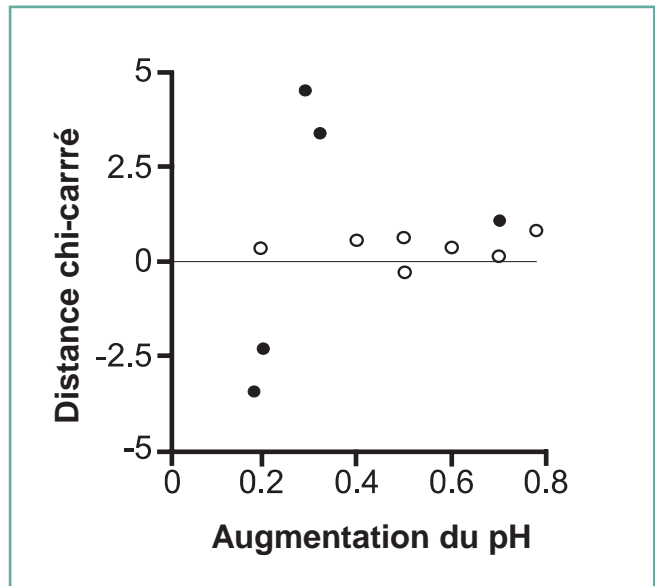


Figure 7.6. Distance chi-carré nette parcourue par la position des sites vers les coordonnées antérieures à l'acidification du lac 302S de l'ELA (1981) dans l'espace d'ordination d'une analyse factorielle de correspondance canonique, en fonction du rétablissement du pH du lac 302S (1990 - 1995) et de 7 lacs de Killarney (1992 - 2000). Les ordinations ont été réalisées sur le log¹⁰ des biovolumes de taxons d'algues épilithiques dans le lac 302S (points pleins) et de Killarney (points vides). Adaptation autorisée de Vinebrooke et al. (2003a).

7.4.2.2.2 Invertébrés

7.4.2.2.2.1 Invertébrés planctoniques

L'évaluation précédente rapportait les conclusions résultant des études réalisées dans la région de Sudbury selon lesquelles il était possible que des espèces de zooplancton sensibles aux acides puissent revenir dans les lacs dont les conditions chimiques s'étaient améliorées après acidification. On y a cependant signalé que le rétablissement du zooplancton était tributaire des réactions des espèces et des communautés aux améliorations chimiques; des attributs physiques, biologiques et autres qui déterminent la qualité des habitats des lacs; de la disponibilité et de la performance des espèces colonisatrices; et de l'ampleur et de la gravité des dommages infligés aux habitats. Des travaux récents ont confirmé ces conclusions (p. ex.: Keller et Yan, 1998; Doka et al., 2003). Le rétablissement des colonies de zooplancton exige que la qualité de l'habitat s'améliore suffisamment pour assurer la survie des quelques colonisateurs qui sortent de leur refuge lacustre pour envahir le lac, ou qui se développent à partir de populations existantes ou qui proviennent d'autres lacs (Keller et Yan, 1998; Pollard et al., 2003). Certaines conditions favorisent le rétablissement des colonies, comme l'existence de forts liens physiques entre le lac en rétablissement et le lac source; la limitation des prédateurs des invertébrés (p. ex. le *Chaoborus*) par les poissons; et un fort degré de mobilité, de fécondité, de répartition et de tolérance à l'acide chez l'espèce. Suivant la gravité de l'acidification, les sources de colonisation et l'état actuel de l'habitat, il est possible que les communautés de zooplancton ne reviennent pas à leur état antérieur à l'acidification, mais prennent une autre forme, dans laquelle les régimes de domination entre les groupes d'espèces diffèrent des régimes d'origine. Malgré la complexité des types de rétablissement, on a observé quelques tendances générales. L'amélioration du pH d'un lac est souvent associée à un accroissement de la diversité des espèces de zooplancton et dans l'abondance des espèces sensibles aux acides. Le rétablissement du zooplancton est parfois retardé si l'acidification est chronique et prononcée, si les poissons sont absents et les invertébrés prédateurs nombreux ou si le rétablissement chimique est interrompu.

Souvent, la diversité des espèces de zooplancton s'accroît à mesure que l'acidité des lacs baisse. Des travaux réalisés dans la région de Sudbury ont indiqué qu'on pouvait, mais de manière générale, prévoir quelles espèces contribuaient à cette augmentation de la diversité (figure 7.7) (Keller et Yan, 1998). Plusieurs taxons peuvent se développer sur une plage de valeurs de pH (les groupes 1 et 5 de la figure 7.7), tandis que la contribution à la diversité globale des espèces moyennement ou hautement sensibles aux acides a tendance à augmenter lorsque le pH se situe entre 5,5 et 6,5; on atteint la diversité

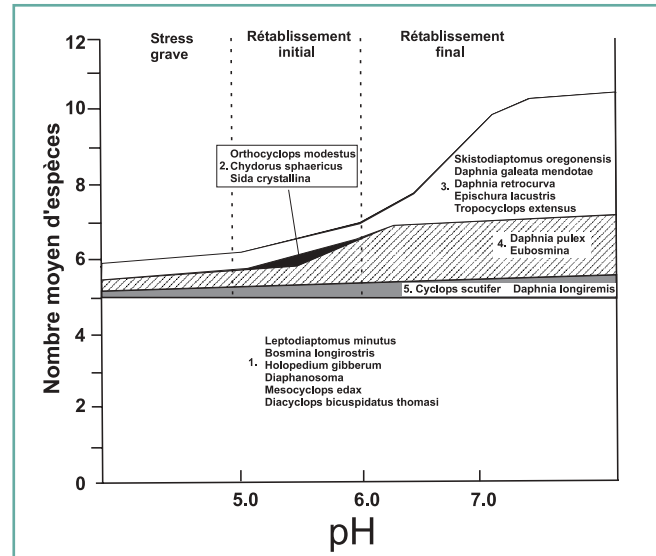


Figure 7.7. Schéma de la séquence générale du changement de la composition en espèces des communautés de zooplancton crustacé au cours du rétablissement de certains lacs des environs de Sudbury (Ontario). La superficie sous chaque courbe indique le changement général de la diversité moyenne des espèces prélevées aux divers degrés de pH. Les espèces les plus susceptibles de contribuer à l'accroissement de la biodiversité sont illustrées et classées en différents groupes: 1) tolérantes aux acides, 2) littorales, 3) très sensibles aux acides, 4) moyennement sensibles aux acides et 5) hypolimniques. Adaptation autorisée de Keller et Yan (1998).

maximale dans des eaux de pH supérieur à 7. Snucins et al. (2001) ont prélevé du zooplancton crustacé dans 11 lacs de Killarney de 1972 à 1998. En 1998, le pH de plusieurs lacs avait augmenté, atteignant presque les valeurs préindustrielles, estimées à l'aide des microfossiles de diatomées. Bien que la diversité moyenne des espèces de zooplancton soit restée inchangée dans les lacs qui n'avaient jamais été acidifiés, elle s'est accrue dans les lacs dont la composition chimique s'est améliorée, à tel point qu'en 1998, sa valeur moyenne rejoignait celle des lacs non acidifiés.

Le régime de rétablissement des lacs Clearwater et Middle de Sudbury offre des exemples encourageants de la réaction du zooplancton à l'amélioration chimique de plans d'eau gravement acidifiés. Comme nous l'avons vu (section 7.4.2.2.1.1), la composition de la communauté phytoplanctonique du lac Clearwater, à Sudbury, s'est rétablie peu de temps après que le lac ait atteint un pH de 6. Plusieurs espèces de poissons sont aussi revenues dans le lac (J. Gunn, comm. pers.). Dans le lac Clearwater, on réalise des prélèvements de zooplancton depuis 1973; depuis 1979, les prélèvements sont faits mensuellement au cours de la saison sans glace, suivant des protocoles d'échantillonnage et de comptage normalisés, (Scheider et Dillon, 1976; Yan et Strus,



1980). La série chronologique des changements subis par la communauté de zooplancton montre à la fois l'importance des dommages initiaux et les progrès substantiels réalisés en matière de rétablissement. Au cours des années 1970, la communauté zooplanctonique du lac Clearwater était très différente des communautés des 22 lacs de référence non acides (pH > 6) échantillonnés près de Dorset (Ontario) de 1983 à 1988 (Yan et al., 1996b) (figure 7.8a). En particulier, la communauté du lac Clearwater, dominée par le *Cyclops vernalis*, le *Bosmina longirostris* et le *Chydorus sphaericus*, excluait virtuellement tous les autres taxons qui sont habituellement présents dans les lacs non acides (figure 7.8b). Cependant, à mesure que le pH du lac Clearwater s'est mis à remonter, la communauté s'est mise à changer elle aussi. L'abondance des trois taxons acidophiles s'est vue divisée par dix, voire par cent. D'autres espèces, particulièrement le *Diaphanosoma birgei* et le *Leptodiptomus minutus*, se sont réétablies à demeure dans le lac, tandis que plusieurs autres espèces courantes de cladocères (les *Daphnia* et les *Holopedium*) sont aussi apparues, quoiqu'en populations réduites et variables. En 2001, la communauté zooplanctonique du lac Clearwater était toujours perturbée par rapport à celle des 22 lacs de référence, mais son état évoluait clairement vers une structure communautaire semblable à celle des lacs de référence non acides.

Bien que l'évolution du rétablissement du zooplancton dans le lac Middle à Sudbury soit prometteuse, les copépodes et les cladocères ont pour leur part réagi de façon totalement différente aux changements d'acidité (Yan et al., 2004). Situé

près du centre de Sudbury, le lac Middle a été le premier à subir l'acidification dans les années 1950; au milieu des années 1970, il était gravement atteint: fortement acide (pH 4,2), il renfermait d'importantes concentrations de Ni et de Cu. L'apport de bases neutralisantes de 1973 à 1975 a permis de porter le pH du lac à plus de 6, de faire chuter la concentration de métaux et d'améliorer les régimes d'atténuation lumineuse et de température. Les poissons y sont revenus au milieu des années 1980 et, au début des années 1990, la communauté était fortement dominée par la perchaude (*Perca flavescens*), une espèce planctophage. On a procédé à un échantillonnage à peu près mensuel du zooplancton au cours de la saison sans glace de 1973 à 2002, excepté en 1980. Yan et al. (2004) ont résumé les changements survenus au fil du temps dans la communauté zooplanctonique du lac Middle et évalué son rétablissement par rapport au zooplancton de 22 lacs de référence non acides des environs de Dorset. Après 2000, la diversité moyenne des crustacés du lac Middle était passée de 2,6 espèces à six à huit taxons (figure 7.9). L'amélioration est certes notable, mais la richesse taxonomique récemment observée reste sous l'objectif défini en fonction des communautés des lacs de référence, soit de huit à douze taxons. Durant les années 1970, l'assemblage de copépodes du lac Middle se distinguait fortement de celui des 22 lacs de référence. Après 1996, cependant, il était presque identique (figure 7.10). La communauté de cladocères du lac Middle était elle aussi très différente de celle des lacs de référence dans les années 1970. Bien que la composition en cladocères ait quelque peu changé durant les années 1980, le

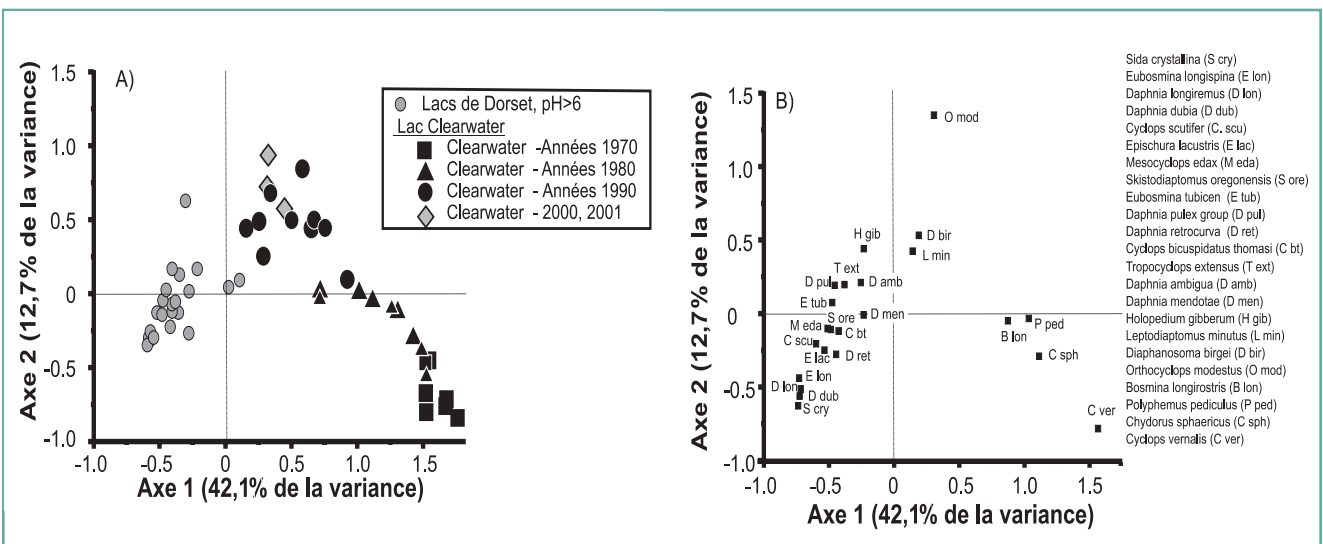


Figure 7.8. Diagrammes de dispersion illustrant les changements dans le temps de la composition de la communauté zooplanctonique, déterminés par analyse factorielle de correspondance (AFC) de l'abondance relative des espèces prélevées dans le lac Clearwater, près de Sudbury (Ontario), de 1973 à 2001. A) Position des communautés zooplanctoniques du lac Clearwater relativement aux deux premiers axes de l'AFC et au zooplancton prélevé dans 22 lacs de référence non acides des environs de Dorset (Ontario) (points ombrés). B) Position des espèces de zooplancton prélevées dans le lac Clearwater et les lacs de référence de Dorset relativement aux deux premiers axes de l'AFC.

rétablissement des cladocères du lac Middle est demeuré en suspend à partir de 1990 (figure 7.10).

Après avoir étudié un ensemble de 32 lacs affectés, mais en cours d'amélioration chimique, localisés dans le centre de la région de Sudbury, Keller et al. (2004) ont aussi fait état d'observations montrant que les communautés de copépodes pouvaient se rétablir plus vite et plus intégralement que le zooplancton cladocère. Dans des échantillons datant de 1990 et de 2003, la composition des espèces de cladocères de la plupart des lacs échantillonnés de Sudbury différait fortement de celle des 22 lacs de référence non acides de Dorset utilisés par Yan et al. (2004) (figure 7.11a). Par contre, en 1990 et 2003, les communautés de copépodes de nombreux lacs de Sudbury ressemblaient plus que les précédentes aux communautés des lacs de référence (figure 7.11b). Yan et al. (2004) estiment que l'excellent rétablissement des copépodes a été attribuable à la réaction favorable des colonisateurs vis-à-vis la nature de l'habitat et des réseaux trophiques non saturés. Le rétablissement limité des cladocères n'était probablement pas attribuable à des problèmes de dispersion ni à la rareté des aliments, mais plutôt à la pression exercée par l'abondance du prédateur qu'est la perchaude, à la persistance de la toxicité attribuable à la concentration des métaux résiduels ou à la combinaison de ces deux facteurs. Le rétablissement des cladocères pourrait nécessiter de nouvelles réductions des métaux et la présence d'une communauté de poissons plus

équilibrée, mais Keller et al. (2004) et Yan et al. (2004) soulignent que les forts progrès réalisés sont encourageants en ce qui a trait aux lacs acides en cours de rétablissement chimique.

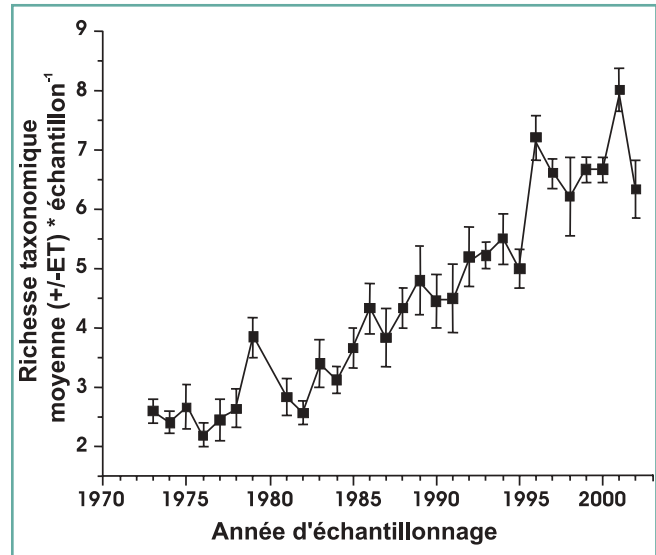


Figure 7.9. Changements à long terme de la diversité moyenne des espèces de zooplancton crustacé identifiées par dénombrement normalisé d'échantillons prélevés mensuellement au cours de la saison sans glace dans le lac Middle, près de Sudbury (Ontario), de 1973 à 2002. Seuls les individus identifiés au niveau de l'espèce ont été retenus. Adaptation autorisée de Yan et al. (2004).

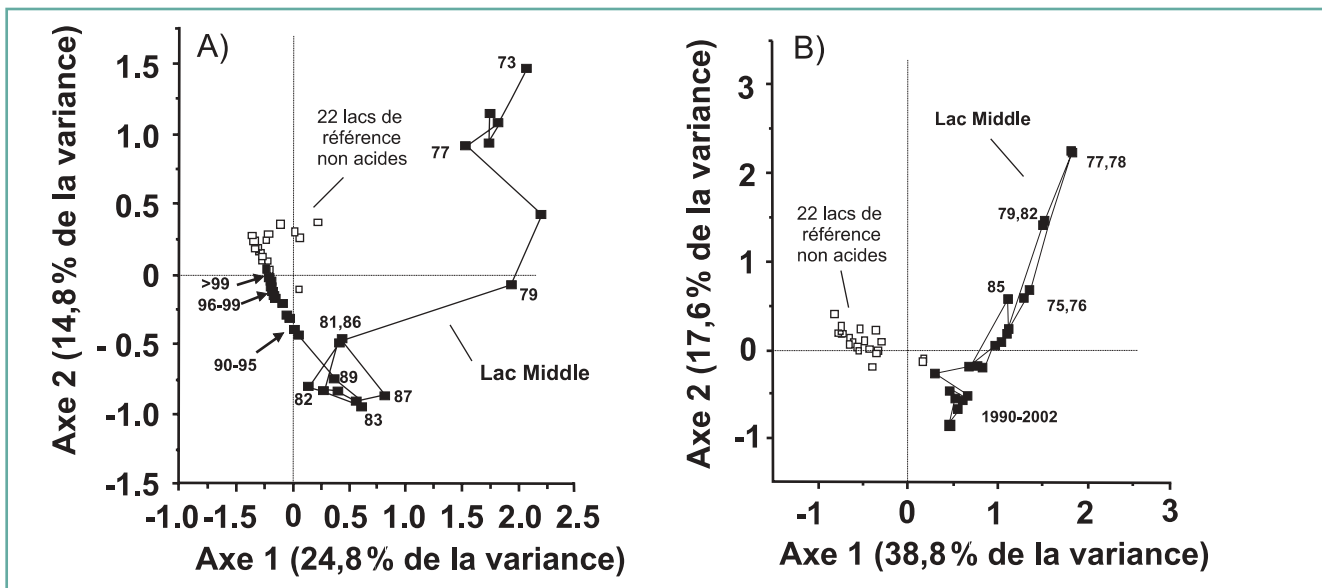


Figure 7.10. Diagrammes de dispersion illustrant les changements dans le temps du $\log(x + 1)$ de l'abondance moyenne du zooplancton A) copépode et B) cladocère prélevé au cours de la saison sans glace dans le lac Middle, près de Sudbury (Ontario), de 1973 à 2002. Les changements dans le temps de l'abondance des copépodes et des cladocères du lac Middle (carrés pleins) sont indiqués relativement à la composition en espèces observée dans des échantillons prélevés dans 22 lacs de référence non acides près de Dorset (Ontario) (carrés vides). Chaque point des trajectoires du lac Middle représente une année d'échantillonnage. La position annuelle de chaque lac est indiquée par rapport aux deux premiers axes de l'analyse factorielle de correspondance. Adaptation autorisée de Yan et al. (2004).

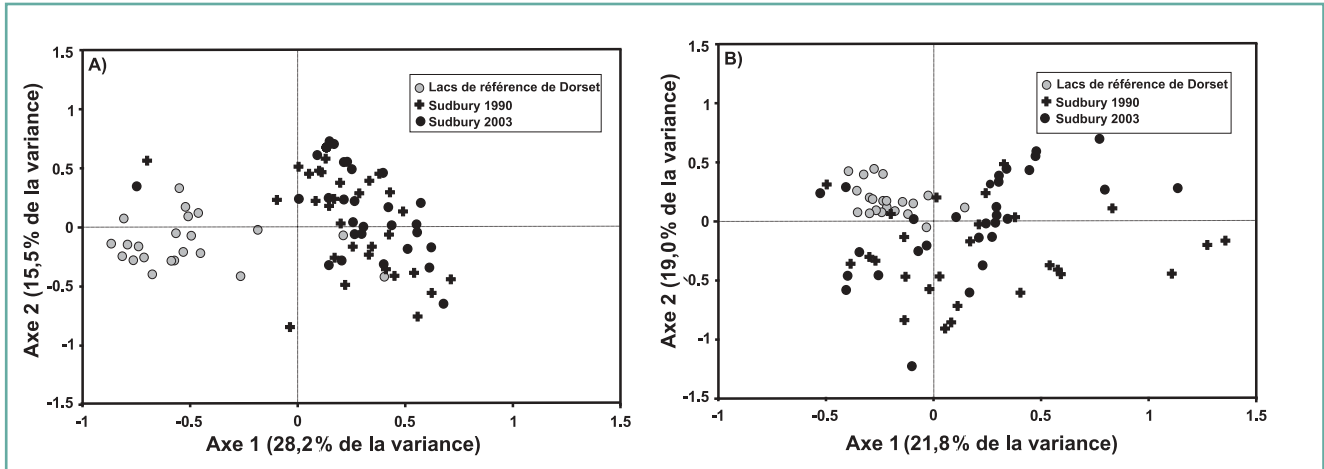


Figure 7.11. Diagrammes de dispersion illustrant la composition taxonomique du zooplancton A) cladocère et B) copépode prélevé dans 32 lacs de Sudbury (Ontario) en 1990 (croix pleines) et 2003 (points pleins) et 22 lacs de référence non acides près de Dorset (Ontario) (points ombrés). Le graphique indique la position de chaque lac par rapport aux deux premiers axes de l'analyse factorielle de correspondance. Adaptation autorisée de Keller et al. (2004).

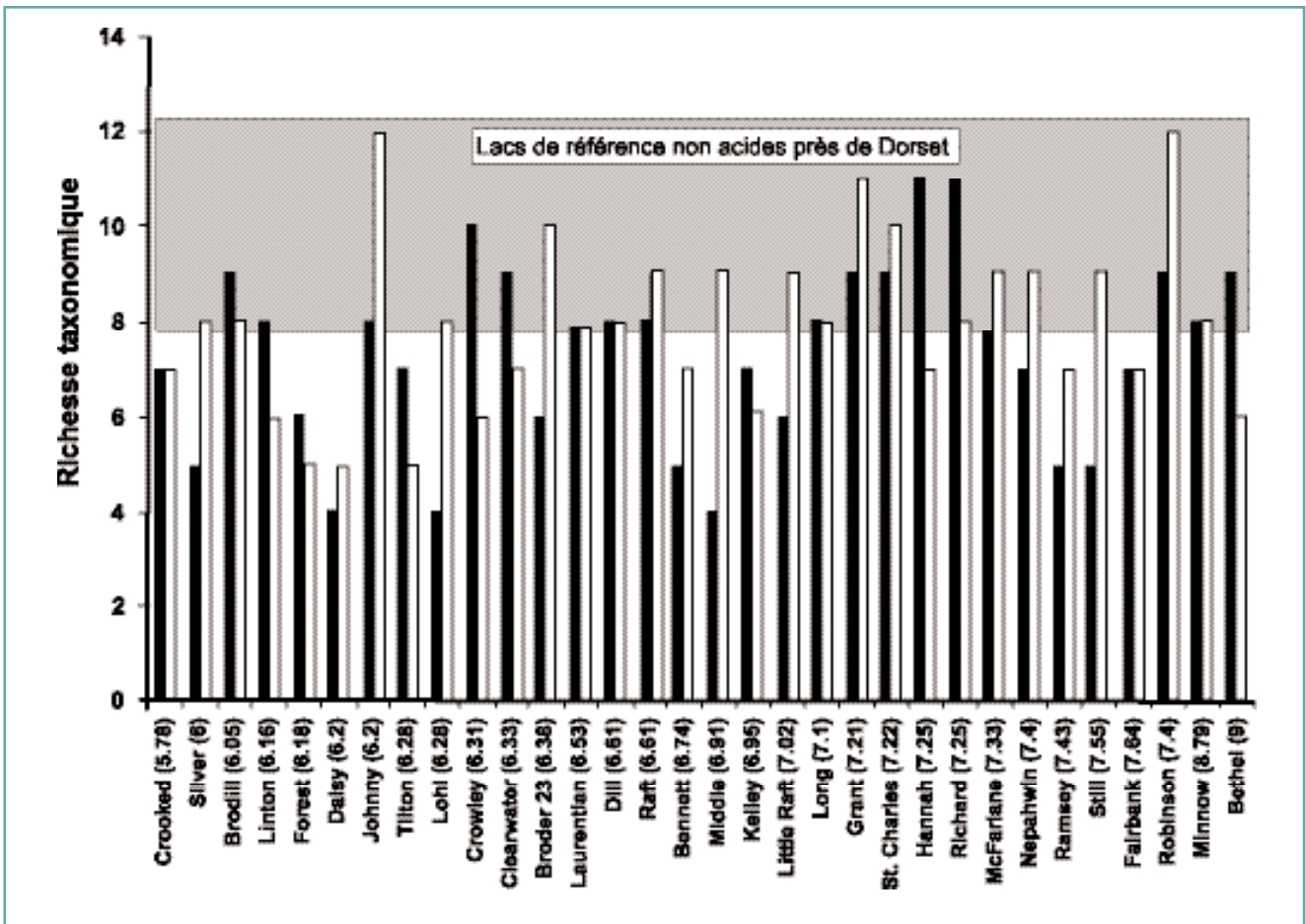


Figure 7.12. Nombre d'espèces de zooplancton crustacé prélevées dans 32 lacs de Sudbury (Ontario) en 1990 (colonnes pleines) et en 2003 (colonnes vides). Les lacs sont placés dans l'ordre croissant du pH (entre parenthèses). La diversité des espèces (moyenne +/- 2 écarts types) de 22 lacs de référence non acides situés près de Dorset (Ontario) (zone ombrée) est illustrée à des fins de comparaison. Adaptation autorisée de Keller et al. (2004).

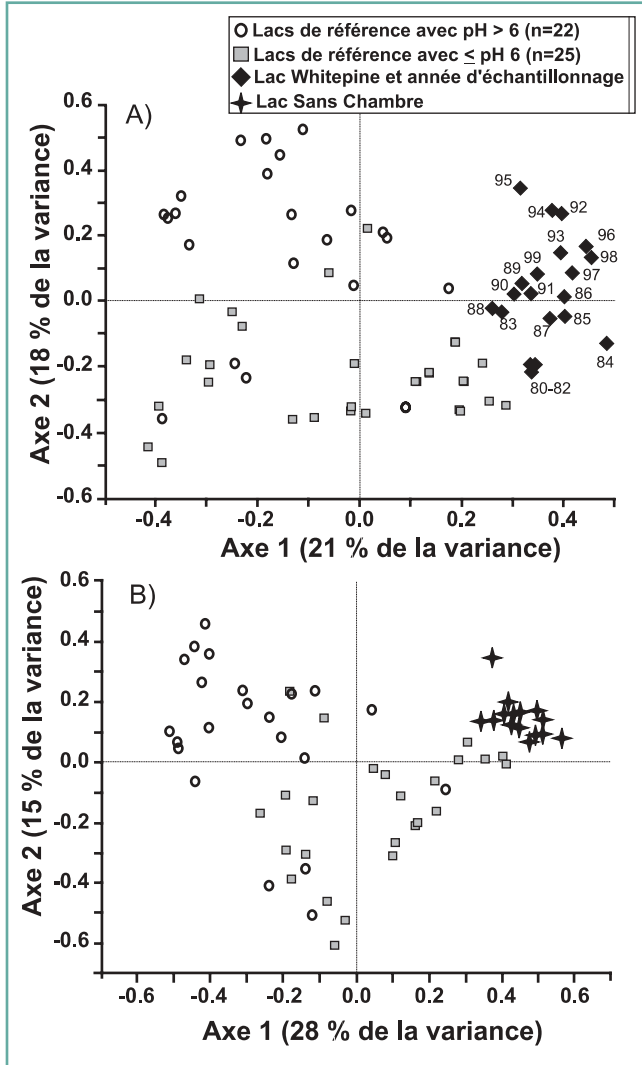


Figure 7.13. Résultats tirés d'une analyse factorielle de correspondance (AFC) de l'abondance du zooplancton dans deux lacs proches de Sudbury (Ontario): A) le lac Whitepine (losanges pleins) et B) le lac Sans Chambre (croix pleines), échantillonnés de 1980 à 1999. Le graphique indique la position annuelle de chaque lac par rapport aux deux premiers axes de l'AFC et à 25 lacs de référence acides (pH < 6, carrés ombrés) et 22 lacs de référence non acides (pH > 6, cercles vides) situés près de Dorset (Ontario) et échantillonnés de 1983 à 1988. Adaptation autorisée de Keller et al. (2002).

Malgré les signes de rétablissement encourageants que montrent certains lacs de la grande zone de dépôts des alentours de Sudbury, de nombreux lacs gravement acidifiés à proximité des fonderies demeurent biologiquement perturbés (Keller et al., 1999). D'après un échantillonnage réalisé en 1990 et 2003, les lacs de Sudbury tendaient à contenir une diversité d'espèces plus faible que celle des 22 lacs de référence non acides de Dorset, étudiés par Yan et al. (2004) (figure 7.12)

(Keller et al., 2004). Cette tendance est sans doute attribuable aux conditions chimiques et biologiques toujours inhospitalières de ces lacs et à la rareté des sources de zooplancton colonisateur dans les environs.

À partir de données recueillies de 1980 à 1999, Keller et al. (2002) ont comparé la structure et la diversité des espèces de la communauté zooplanctonique de deux lacs en cours de rétablissement chimique situés près de Sudbury (Ontario) à celles de 47 lacs de référence presque neutres, situés près de Dorset (Ontario). Le pH moyen de lacs Whitepine et Sans Chambre, près de Sudbury, se situait à moins de 5,5 en 1980, mais dépassait 6 à la fin des années 1990. La diversité des espèces de zooplancton s'est rétablie pour s'approcher à moins de deux écarts types de celle des lacs de Dorset, et certaines espèces sensibles aux acides s'y sont établies. Dans l'ensemble, la structure communautaire des deux lacs de Sudbury ne s'est cependant pas complètement rétablie comparativement aux lacs de Dorset (figure 7.13). L'évolution dans la communauté du lac Whitepine semble indiquer qu'il progresse vers les conditions non acides (pH > 6) des lacs de référence (accroissement de la position sur l'axe 2 avec le temps dans la figure 7.13a), mais les indices de rétablissement sont beaucoup plus limités dans le lac Sans Chambre (faible changement de position sur les axes 1 et 2 dans la figure 7.13b). La différence observée entre les deux lacs pourrait être associée au *Chaoborus*, un prédateur du zooplancton beaucoup plus abondant dans le lac Sans Chambre que dans le lac Whitepine.

Toute réacidification risque de nuire au rétablissement des communautés d'algues (voir 7.4.2.2.1.1), mais les observations réalisées au lac Swan, dans la région de Sudbury, indiquent que l'interruption du rétablissement chimique risque aussi de retarder le rétablissement des communautés d'invertébrés planctoniques (Arnott et al., 2001). La réaction des invertébrés planctoniques à la réacidification varie en fonction des taxons. Lors du rétablissement chimique, la composition de la communauté des rotifères s'est transformée en un assemblage semblable à celui des lacs de référence moins acides; les espèces tolérantes aux acides sont devenues moins dominantes, et l'abondance relative des taxons sensibles aux acides s'est accrue, tout comme la diversité globale des espèces. Par suite de la réacidification en 1988, la communauté des rotifères a de nouveau été dominée à 95% par une seule espèce tolérante aux acides (*Keratella taurocephala*). Il a été impossible de détecter des changements de diversité dans les espèces, mais elle a décliné de façon draconienne et la composition d'ensemble de la communauté a évolué différemment par rapport au patron d'évolution précédent (figure 7.14a). En 1990, lorsqu'on a cessé de traiter les



échantillons pour détecter les rotifères, cette communauté ne montrait toujours aucun signe de rétablissement. La composition de la communauté de zooplancton crustacé a été très dynamique, tant au cours de la période de rétablissement chimique du début des années 1980 qu'après la réacidification en 1988 (figure 7.14b); souvent dominée par un seul groupe taxonomique, cette communauté n'incluait aucun grand cladocère. Étonnamment, la diversité des espèces a atteint son maximum en 1988, au cours de la période de forte acidité, avant de revenir rapidement aux valeurs précédemment observées. Les auteurs attribuent la lenteur et le caractère inachevé du rétablissement du zooplancton crustacé, ainsi que l'absence d'effets apparents de la réacidification, au faible degré de rétablissement chimique atteint avant l'augmentation de l'acidité en 1988 et à la persistance de la toxicité de l'habitat pour le zooplancton colonisateur sensible aux acides. En outre, l'absence de poissons dans le lac Swan et la domination connexe du prédateur *Chaoborus* peuvent avoir contribué à limiter l'apparition de nombreuses espèces de zooplancton.

7.4.2.2.2 Invertébrés benthiques

Dans l'évaluation précédente, la réaction de plusieurs macro-invertébrés benthiques à l'acidification a fait l'objet d'un résumé, mis à jour et élargi dans les sections 6.4.2.2 et 6.4.2.3 du précédent document. En plus du phytoplancton, du zooplancton et du poisson, les invertébrés benthiques ont aussi été évalués précédemment parmi les groupes ayant connu un certain rétablissement par suite de l'amélioration des conditions chimiques des lacs de la région de Sudbury.

Le taux et l'ampleur de la dispersion et de la colonisation sont des indices de changement importants de rétablissement des biotes dans les systèmes endommagés en cours de rétablissement (voir p. ex. Bilton et al., 2001). Le parc Killarney, au sud-ouest de Sudbury (Ontario), a récemment fait l'objet d'une des rares études à porter expressément sur le taux de colonisation (Snucins, 2003). De 1995 à 2001, on a procédé à un échantillonnage vaste (n = 77 ou 119 lacs) et intensif (n = 4 lacs) des lacs, pour détecter la présence de trois invertébrés benthiques courants. On a prélevé des échantillons de 119 lacs pour y rechercher l'amphipode *Hyalella azteca* et de 77 lacs pour les éphémères communs *Stenonema femoratum* et *Stenacron interpunctatum*. On a également cartographié la répartition de ces espèces sensibles aux acides dans deux lacs acidifiés en cours de rétablissement chimique. La répartition a été cartographiée chaque année durant cinq ans dans le lac Partridge, un lac relativement petit (superficie = 11 ha, périmètre = 1,6 km) dont le pH mesuré est passé de 5,1 en 1986 et 1987 à un maximum de 5,9 en 2000. La répartition des éphémères communs et des amphipodes a aussi été cartographiée chaque année durant six ans dans le lac George, un lac plus grand (superficie = 189 ha, périmètre = 13,5 km) dont le pH est passé de près de 5,3 en 1981 à un maximum de presque 6,5 en 1999.

Les chercheurs ont trouvé le *Stenacron interpunctatum* plus fréquemment (n = 53 lacs, soit 69% des lacs échantillonnés) et à des valeurs de pH plus faibles (5,3) que le *S. femoratum* (n = 45, 58%) et le *H. azteca* (n = 51, 43%), qui étaient absents des

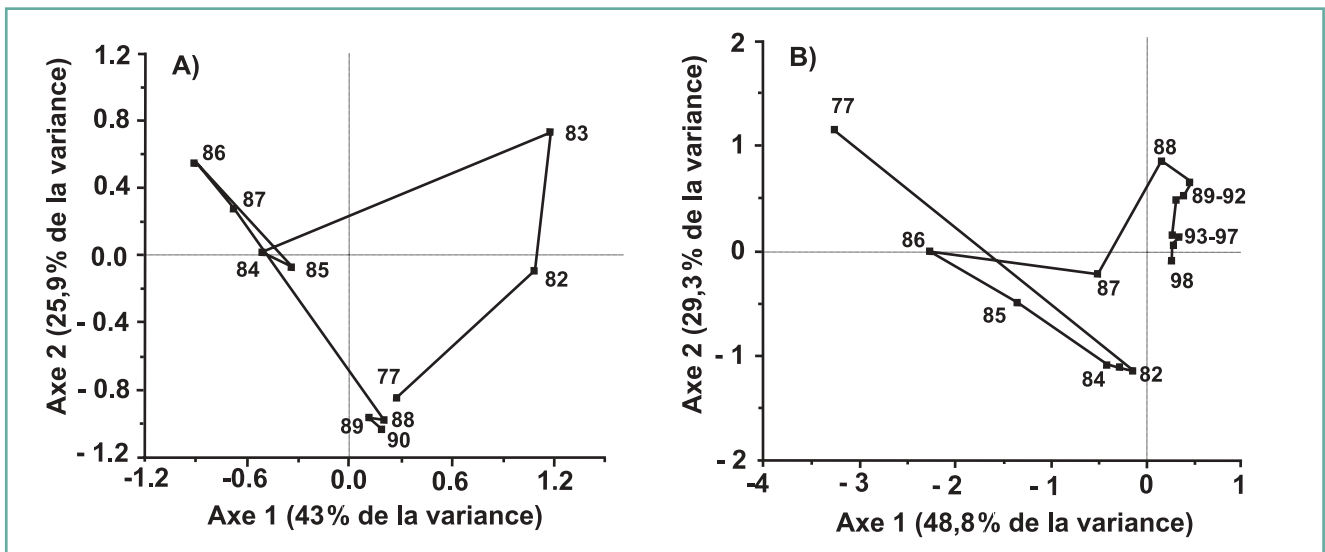


Figure 7.14. Diagramme de dispersion des résultats annuels résumant les changements dans le temps de la biomasse de la communauté de zooplancton A) rotifère et B) crustacé prélevé dans le lac Swan, près de Sudbury (Ontario) de 1977 à 1997, tel que le définit leur position sur les deux premiers axes de l'analyse factorielle de correspondance. Adaptation autorisée de Arnott et al. (2001).



lacs de pH inférieur à 5,6. À partir de 1980, le pH du lac George se situait au-dessus du seuil inférieur (pH = 5,3) et, à partir de 1993, il est demeuré au-dessus du seuil supérieur (pH = 5,6). On estime que le lac Partridge a atteint ces seuils plus tard, soit vers 1990 pour le pH de 5,3 et en 1994 pour le pH de 5,6. Dans les deux lacs, le nombre de sites où le *S. interpunctatum* était présent a augmenté rapidement tout au long de la série chronologique des prélèvements, mais c'est seulement dans le lac Partridge, beaucoup plus petit que le lac George, qu'on a observé qu'il y avait saturation des sites disponibles (figure 7.15). Par contre, le nombre de sites du lac George où on a retrouvé les deux taxons plus sensibles aux acides est demeuré bas mais stable au fil du temps.

Dans le lac Partridge, on a trouvé le *Hyaella azteca* au même nombre de sites durant chacune des trois années d'échantillonnage, mais le *S. femoratum* était absent. La densité estimée de *S. interpunctatum* dans les lacs George et Partridge avait tendance à augmenter en fonction du nombre d'années écoulées depuis la première fois qu'on avait détecté leur

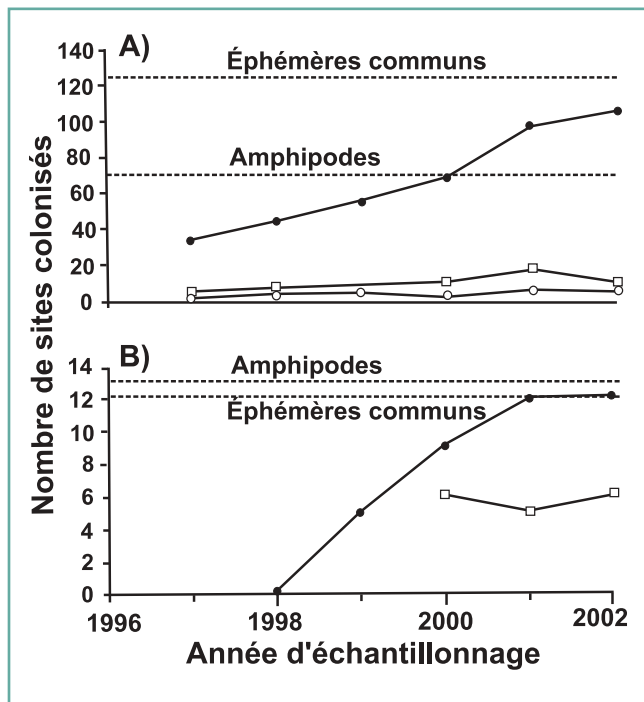


Figure 7.15. Nombre de sites colonisés par les éphémères communs *Stenacron interpunctatum* (points pleins) et *Stenonema femoratum* (points vides) et par l'amphipode *Hyaella azteca* (carrés vides) dans des échantillons du A) lac George et B) lac Partridge, près de Killarney (Ontario), prélevés de 1997 à 2002. L'échantillonnage annuel du lac Partridge pour dénombrer les éphémères communs a débuté en 1998 et, pour les amphipodes, en 2000. Les pointillés indiquent le nombre total de sites échantillonnés disponibles pour la colonisation par chaque groupe. Adaptation autorisée de Snucins (2003).

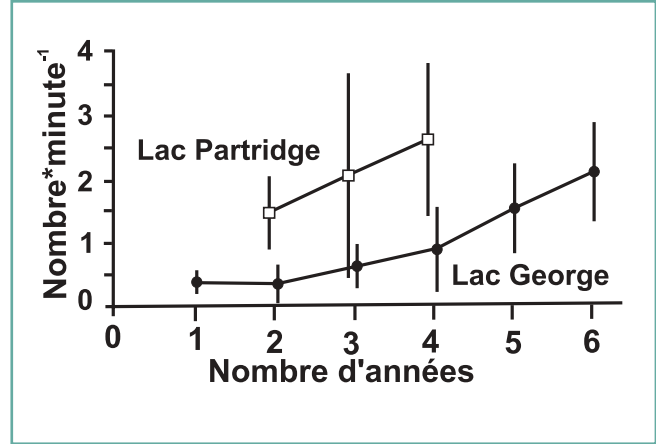


Figure 7.16. Densité estimée (moyenne +/- 2 erreurs types) en 2002 de l'éphémère commun *Stenacron interpunctatum* en fonction du nombre d'années depuis la première détection de sa présence dans des sites adéquats de deux lacs acides en rétablissement près de Killarney (Ontario): le lac Partridge (carrés vides) et le lac George (points pleins). Adaptation autorisée de Snucins (2003).

présence (figure 7.16). Là où cette espèce était établie depuis au moins cinq ans, sa densité estimée moyenne était supérieure à celle des sites colonisés depuis un ou deux ans seulement. Aux sites du lac George colonisés depuis au moins six ans, la densité de *S. interpunctatum* était sensiblement ($p < 0,05$) plus élevée que celle qu'on retrouvait dans les deux lacs de référence, les lacs Helen et Low.

Bien que l'éphémère commun *S. interpunctatum* ait rapidement colonisé le petit lac (Partridge) en cours de rétablissement chimique, la colonisation complète des sites appropriés pour l'espèce du grand lac (George) restait inachevée après six ans. On a estimé le temps entre le moment où chaque lac atteignait la valeur de pH adéquate et celui où la colonisation était complète, à 11 ans pour le lac Partridge et à probablement plus de 22 ans pour le lac George. L'accroissement de la densité du *S. interpunctatum* en fonction de la durée de la colonisation et la colonisation relativement modeste du *S. femoratum* illustrent les effets potentiels des différents seuils de tolérance que présente l'espèce envers les facteurs de stress, de la dynamique de la concurrence et des diverses capacités de dispersion sur les régimes de rétablissement d'espèces apparentées. Snucins (2003) a émis l'hypothèse que la forte densité de *S. interpunctatum* dans les sites colonisés depuis six ans ou plus pourrait se révéler temporaire et résulter de la récente colonisation. Cette hypothèse est étayée par la nature dynamique du rétablissement et de la colonisation observée chez d'autres groupes taxonomiques (voir p. ex. les sections 7.4.2.2.2.1 et 7.4.3.3.2).

Certains biotes (p. ex.: Yan et al., 1995), y compris des invertébrés benthiques (p. ex. Raddum et Fjellheim, 2003), ont réagi favorablement à l'ajout de chaux dans des lacs acidifiés destiné à améliorer la qualité des habitats. Carbone et al. (1998) ont comparé les communautés d'invertébrés benthiques de 17 lacs de la région de Sudbury, dont deux avaient été chaulés. Dix-sept lacs ont fait l'objet d'échantillonnage de 1987 à 1989; dans trois d'entre eux (les lacs Whitepine, Little Whitepine et Whirligig), les prélèvements se sont poursuivis cinq ans de plus, soit jusqu'en 1994. Durant la période de 1987

à 1994, le pH du lac Whitepine, non chaulé, a varié de 4,9 à 5,1. Dans le cadre d'un effort visant à offrir un habitat adéquat à l'omble aurore (*Salvelinus fontinalis timagamiensis*), une espèce en voie de disparition (Snucins et al., 1995; voir 7.5.1), on a chaulé les lacs Little Whitepine et Whirligig à l'automne 1989, afin d'élever leur pH au-dessus de 6. Le pH du lac Little Whitepine est demeuré supérieur à 6, mais l'acidification a repris dans le lac Whirligig, où le pH a baissé à 5,5 en 1992. Un nouveau traitement lui a été administré pour ramener son pH au-dessus de 6.

Tableau 7.1. Pondération de 11 taxons d'invertébrés benthiques prélevés de 1987 à 1994 dans 17 lacs de la région de Sudbury (Ontario) sur le premier axe de l'analyse en composantes principales. Adaptation autorisée de Carbone et al. (1998).

Ordre	Taxon	Poids
Trichoptères	<i>Banksiola</i>	0,86
Odonata	<i>Leucorrhinia glacialis</i>	0,84
Diptères	<i>Stackelbergina</i>	0,80
Diptères	Ceratopogonidae	0,79
Diptères	<i>Psectrocladius</i>	0,76
Odonata	<i>Aeshna eremita</i>	0,74
Odonata	<i>Aeshna interrupta</i>	0,70
Odonata	<i>Basiaeshna janata</i>	-0,58
Éphéméroptères	<i>Eurylophella</i>	-0,63
Éphéméroptères	<i>Stenonema femoratum</i>	-0,72
Éphéméroptères	<i>Stenacron interpunctatum</i>	-0,80

Tableau 7.2. Coefficients de corrélation de Pearson statistiquement significatifs ($p < 0,05$) entre les variables environnementales des lacs, le nombre d'espèces de poissons et la position sur le premier axe de l'analyse des composantes principales effectuée à partir de données d'échantillons d'invertébrés benthiques prélevés de 1987 et 1994 dans 17 lacs de la région de Sudbury (Ontario). Adaptation autorisée de Carbone et al. (1998).

Paramètre (unités)	Corrélation ¹
Nombre d'espèces de poissons	-0,90 **
Superficie (ha)	-0,80 **
pH	-0,76 **
Magnésium (mg/L)	-0,76 **
Alcalinité (mg/L)	-0,71 *
Potassium (mg/L)	-0,69 *
Calcium (mg/L)	-0,66 *
Sodium (mg/L)	-0,60 *
Profondeur moyenne (m)	-0,58 *
Aluminium total (µg/L)	0,73 **

* $p < 0,01$; ** $p < 0,001$

L'analyse en composantes principales des taxons d'invertébrés benthiques les plus courants a permis de dresser un sommaire de la communauté échantillonnée et de définir un premier axe de composantes expliquant 31,4% de la variance de l'abondance relative des taxons. Il existe une relation positive entre sept des taxons et cette première composante; quatre autres taxons avaient une pondération négative (tableau 7.1). On a établi une corrélation entre cette première composante d'ordination et plusieurs facteurs environnementaux liés à l'acidité, les composantes aux cotes les plus élevées étant associées à des conditions acides (tableau 7.2). Le premier traitement à la chaux et la réintroduction de l'omble aurore dans le lac Whirligig ont été associés autant au pH qui a remonté qu'à la communauté des invertébrés benthiques prélevée qui a évolué vers une composition semblable à celle de lacs presque neutres (figure 7.17). Ces changements de position sur l'axe d'ordination résultent de la diminution de la présence et de l'abondance relative de plusieurs taxons de libellules et de diptères tolérants aux acides et de l'augmentation de celles des éphémères communes sensibles aux acides.

7.4.3 Région des lacs expérimentaux: expériences de manipulation

M.A. Turner, D.L. Findlay, R.H. Hesslein, D.S. Jeffries, D.K. McNicol, K.H. Mills, M.J. Paterson, V.L. St. Louis, C.G. Trick, R.D. Vinebrooke et R.C. Weeber

Dès le début des années 1970, les chercheurs de la région des lacs expérimentaux (ELA), dans le nord-ouest de l'Ontario (voir le groupe de lacs au chapitre 6, figure 6.1), ont mis en œuvre un programme visant à étudier les effets de l'acidification sur les lacs du bouclier boréal, dans une région où il y a peu de dépôts de H^+ (Jeffries et al., 2003b). Plusieurs lacs (le lac 223, le lac 114 et le bassin sud du lac 302, ci-après appelé lac 302S) et un milieu humide (239Fen) ont été acidifiés suivant divers schémas expérimentaux. Ce programme a fourni des indications scientifiques permettant d'établir le taux de réduction des émissions de soufre nécessaire pour protéger les

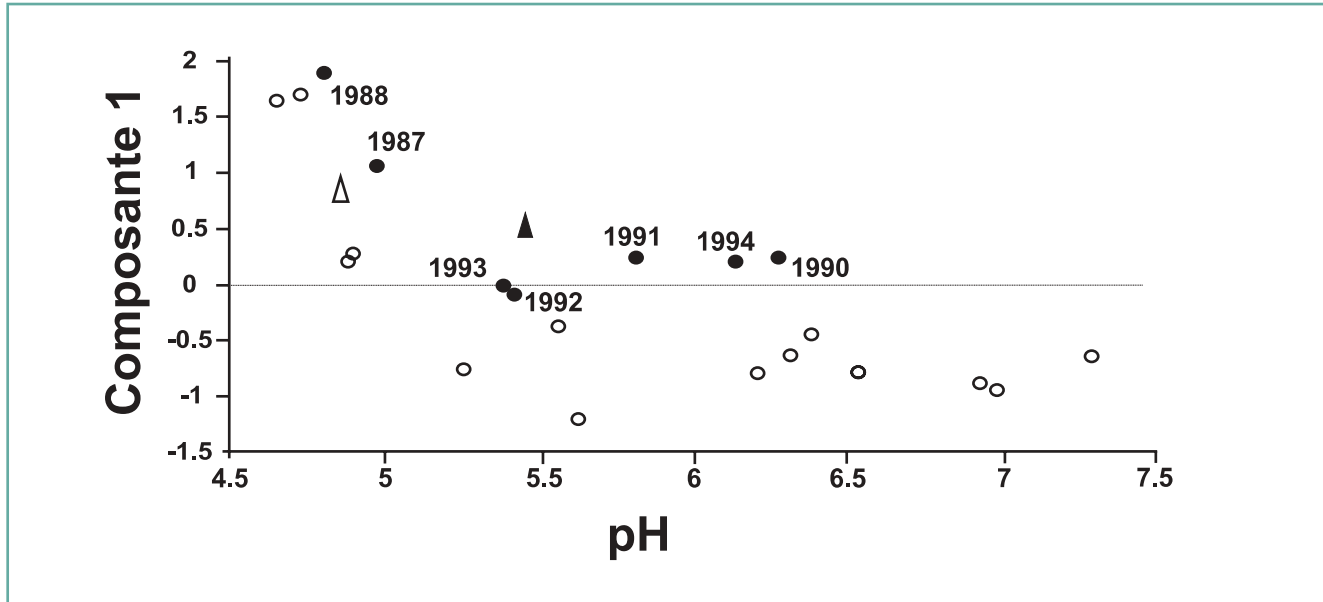


Figure 7.17. Diagramme de la position sur le premier axe de l'analyse des composantes principales résultant de l'ordination de l'abondance relative des invertébrés benthiques par rapport au pH de 17 lacs de la région de Sudbury (Ontario). Le graphique indique la position sur l'axe et le pH annuels du lac Whirligig (1987, 1988, 1990 à 1994; points pleins), les valeurs moyennes de deux autres lacs ayant fait l'objet d'échantillonnage intensif (Whitepine [triangles vides] et Little Whitepine [triangles pleins]); les points vides représentent les valeurs de 14 lacs échantillonnés une seule fois de 1987 à 1989. Adaptation autorisée de Carbone et al. (1998).

écosystèmes aquatiques sensibles aux conditions acides. Ces données ont été déterminantes pour l'élaboration de l'Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air.

Pour bien comprendre le potentiel naturel de rétablissement des lacs boréaux, les chercheurs de l'ELA et leurs collaborateurs ont continué à étudier les écosystèmes qu'ils avaient d'abord acidifiés de façon expérimentale. Dans l'ensemble, ces études de rétablissement des milieux acidifiés visaient à évaluer la capacité des lacs acides de la forêt boréale à se rétablir sans intervention délibérée de l'homme. À cette fin, on a étudié les propriétés physiques, chimiques et biologiques de deux lacs expérimentaux à partir du moment où on a cessé de viser des pH définis après plusieurs années d'acidification expérimentale.

Le tableau 7.3 décrit les principales caractéristiques physiques des lacs étudiés (les lacs 302S et 223). Les études portaient sur des expériences de réduction du pH à long terme, au cours desquelles on établissait des valeurs de pH cibles annuelles (figure 7.18) et on ajoutait à l'épilimnion suffisamment d'acide sulfurique pour atteindre le pH visé. L'acidification à long terme du lac 223, commencée en 1976, a fait baisser le pH, qui est passé de près de 6,8 (de 1973 à 1975) à la valeur cible minimum de 5,0 de 1981 à 1983. Au cours de la phase de rétablissement du pH, on a remonté graduellement la valeur cible du pH du lac 223, de 5,4 (de 1984 à 1987) à 5,8 (de 1988 à

1990), puis à 6,1 (de 1991 à 1993); on a cessé de réguler le pH en 1994. Dans le lac 302S, on a réduit le pH d'une moyenne de 6,7 en 1980-1981 à 4,5 de 1988 à 1991 (Rudd et al., 1990). À partir de 1992, on a laissé le pH monter par paliers (figure 7.18), les valeurs cibles étant de 5,1 (en 1992-1993), 5,8 (de 1994 à 1997) et 6,2 (de 1998 à 2000); on a cessé de réguler le pH en 2001. Rudd et al. (1990) ont décrit en détail comment ils s'y étaient pris pour ajouter l'acide sulfurique à l'épilimnion du lac.

Ces études écosystémiques dans l'ELA donnent l'occasion de comprendre le potentiel de rétablissement des écosystèmes aquatiques boréaux acidifiés. En général, ces études de cas comportent toutefois des perturbations plus simples que celles qui sont normalement associées aux lacs des régions chroniquement acidifiées par l'accumulation de dépôts acides, comme ceux de la région de Sudbury, décrits ci-dessus (voir la section 7.4.2). L'acidification expérimentale permet de n'acidifier que le lac, ce qui signifie que les changements chimiques qui se produisent résultent uniquement de l'acidification du lac lui-même, et non de celle du bassin versant; par exemple, les concentrations d'Al y étaient inférieures à celles des lacs acidifiés de la région. Il n'y avait aucun antécédent d'accumulation chronique de dépôts d'éléments nutritifs, de composés azotés acidifiants ou de métaux. L'ELA est située dans un secteur qui ne reçoit que des dépôts acides de fond, relativement peu importants (Jeffries et

Tableau 7.3. Principales caractéristiques physiques des deux lacs ayant fait l'objet d'une étude de rétablissement du degré d'acidité (lacs 223 et 302S), situés dans la région des lacs expérimentaux (ELA) du nord-ouest de l'Ontario.

Paramètre	Lac 223	Lac 302S
Latitude	49° 41' 53.85" N	49° 40' 36.22" N
Longitude	93° 42' 27.77" O	93° 45' 38.80" O
Ordre du lac	3	1
Superficie du bassin (ha)	260	54,3
Superficie du lac (ha)	27,27	10,9
Profondeur moyenne (m)	7,1	5,4
Renouvellement de l'eau (années ⁻¹)	3	5,1
Phase naturelle	1974-1975	1980-1981
Phase d'acidification	1976-1983	1982-1991
Phase de rétablissement du pH	1984-1998*	1992-2003

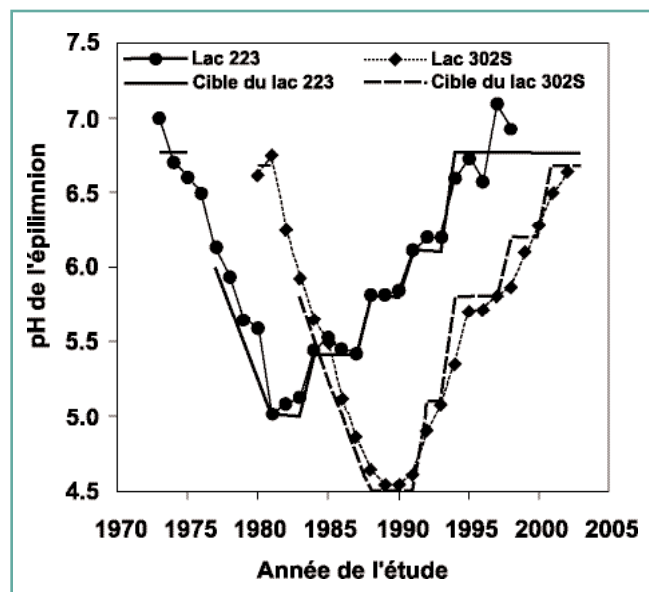


Figure 7.18. Chronologie des valeurs de pH épilimnique cibles et atteintes dans les lacs d'étude expérimentalement acidifiés, le lac 223 et le lac 302S, au cours des phases d'acidification (de 1982 à 1991) et de rétablissement (de 1992 à 2001).

al., 2003b). Contrairement aux lacs chroniquement acidifiés, où la disparition de certaines espèces peut atteindre toute la région, les lacs acidifiés expérimentalement sont voisins de sources de colonisateurs biologiques. Ces différences entraînent notamment un biais inhérent aux études d'acidification de l'ELA, qui font état de rétablissements plus rapides que ce qui serait normal dans les systèmes des régions acidifiées. En outre, ces études permettent de mieux comprendre les conséquences de la réduction des dépôts de SO_4^{2-} et d'acide dans les lacs seulement, abstraction faite de l'influence

complexe venue des différents bassins versants et des autres sources de pollution. Grâce à ces caractéristiques qui les distinguent des lacs qui sont en cours de rétablissement après avoir subi une acidification régionale chronique, les expériences d'acidification de l'ELA ont apporté une précieuse contribution à la compréhension des mécanismes qui sous-tendent le potentiel de rétablissement des lacs boréaux acidifiés.

Par ailleurs, le climat a évolué au cours des études. Le rétablissement du pH du lac 302S, par exemple, s'est produit durant une décennie (de 1992 à 2004) à la fois plus humide et plus fraîche que les années d'acidification (de 1982 à 1991). C'est pourquoi il est essentiel de replacer les changements observés lors de l'étude dans le contexte des changements du climat régional qu'ont subis les lacs de référence des environs (principalement le lac 239).

On a commenté dans l'évaluation de 1997 (Jeffries, 1997) la nature incomplète du rétablissement des lacs 223 et 302S de l'ELA, acidifiés expérimentalement. Le lac 302S, acidifié jusqu'à un pH < 4,7, n'a pas suivi le même patron d'évolution de rétablissement que le lac 223 (acidifié à un pH de 5,0), ce qui indique que la capacité interne d'alcalinisation des lacs pourrait baisser lorsque le pH est ramené à des valeurs inférieures à 5,0. Toutefois, certains indices laissent croire que les cycles du carbone et de l'azote devaient se rétablir dans ces lacs. Bien que la concentration des métaux suivants: Al, manganèse (Mn) et zinc (Zn), ait été en baisse, la concentration de Fe avait augmenté, peut-être à cause de la réoxydation des composés fer-soufre déjà réduits. Une importante conclusion à tirer de l'évaluation de 1997 est que l'acidification des lacs à un pH inférieur à 5,0 risque de perturber leur capacité interne d'alcalinisation (voir 7.4.1.1) et de les rendre plus sensibles aux apports acides, ce qui pourrait avoir des conséquences sur la durée et la nature du rétablissement. Le rétablissement biologique s'est révélé plus lent que le rétablissement chimique dans les deux lacs et plus encore dans le lac 302S, gravement acidifié. En matière de rétablissement biotique, le lac 223 semblait revenir à son état antérieur à l'acidification, mais le lac 302S semblait se rétablir plus lentement et se diriger vers un état assez différent de son état d'origine. Comme l'étude du rétablissement du lac 223 était pratiquement terminée lors de l'évaluation de 1997, les sections qui suivent concerneront principalement le lac 302S, sauf indication contraire.

7.4.3.1 Rétablissement chimique

Au cours du rétablissement du lac 302S, la concentration de SO_4^{2-} a en général baissé graduellement durant la période des eaux libres, tandis que le pH augmentait (Jeffries et al., à paraître). Aux premières étapes du rétablissement du pH, il a semblé que la prolifération d'algues métaphytes perturbait les

mécanismes internes de neutralisation par le S (réduction du SO_4^{2-} ; Kelly et al., 1995). Ainsi, le taux de réduction du SO_4^{2-} a été plus faible durant la phase de rétablissement du pH que durant l'acidification. Bien que le pH des lacs de l'ELA laissés à leur état naturel augmente habituellement durant l'été, celui du lac 302S a baissé durant les périodes d'eaux libres (Turner et al., 2002; Jeffries et al., à paraître), sans doute à cause de la réoxydation de composés soufrés précédemment réduits. Comme l'indique l'évaluation de 1997, en plus des facteurs hydrologiques, la perturbation des mécanismes internes d'alcalinisation s'est poursuivie durant une grande partie de la phase de rétablissement du pH. Par exemple, pour maintenir le pH cible au cours de la première décennie de la phase de rétablissement du pH, il a fallu seulement 15% de l'acide nécessaire durant la phase d'acidification. La perturbation de l'alcalinisation pourrait être attribuable à au moins deux mécanismes: la réoxydation du S déjà réduit, une réaction semblable à celle déclenchée par la sécheresse et décrite par Arnott et al. (2001), et l'appauvrissement des réserves de carbone réduit des sédiments qui alimentent normalement la réduction du SO_4^{2-} (modification de la composition algale et augmentation du taux de respiration du lac; Jeffries et al., 2003b; Jeffries et al., à paraître).

La nitrification, perturbée lorsque le pH est tombé en dessous de 5,4 (Rudd et al., 1988), a repris quand le pH est remonté au-dessus de cette valeur 4 (Jeffries et al., à paraître), ce qui a réduit la concentration d'ammonium (NH_4^+), qui est devenue très élevée aux premières étapes du rétablissement du pH. La concentration épilimnique de NO_3^- , qui avait commencé à croître dans la phase d'acidification du lac 302S à un pH de 4,5, est aussi demeurée élevée jusqu'à ce que le pH dépasse 5,4. Au cours du rétablissement, on n'a observé aucun changement majeur dans le cycle du phosphore; la concentration des métaux a baissé, sauf celle du Fe, qui a continué à s'accroître durant les premières étapes du rétablissement du pH (Jeffries et al., à paraître).

La concentration de COD, qui avait baissé durant la phase d'acidification de l'expérience en raison à la fois de l'acidification (Schindler et al., 1996) et des réductions attribuables au climat (Hesslein et al., à paraître), a remonté pendant la phase de rétablissement du pH, alors que la tendance de ces deux facteurs s'était inversée (Jeffries et al., à paraître; Hesslein et al., à paraître). En outre, aux premières étapes du rétablissement du pH, la nature du COD était différente, sans doute à cause de l'augmentation de la photodégradation. La pénétration du rayonnement ultraviolet (UV) aurait donc été encore plus grande durant cette période (Schindler et al., 1996; Donahue et al., 2003).

7.4.3.2 Rétablissement physique

Les changements de la teneur en COD dans le lac 302S, attribuables au pH et aux conditions climatiques, ont influé sur plusieurs propriétés physiques du lac. On a constaté de l'amélioration dans la transmission du rayonnement UV dans la colonne d'eau par suite de la baisse de la concentration de COD durant la phase de rétablissement du pH par rapport à sa concentration à pH identique durant la phase d'acidification (Turner et al., 2002). L'augmentation de l'exposition au rayonnement UV a entraîné la hausse des coûts métaboliques pour les biotes de la zone littorale (Watkins et al., 2001; Weidman et al., en cours de révision), et possiblement pour d'autres organismes. La diminution de la concentration de COD a aussi permis à l'énergie rayonnante de mieux pénétrer donc de faire augmenter le réchauffement en profondeur, observé dans les deux lacs étudiés (Hesslein et al., à paraître). Ce réchauffement en profondeur risque de limiter la disponibilité de l'habitat pour les poissons d'eaux froides (Jansen et Hesslein, 2004), comme le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*) dans le lac 302S (Turner et al., 2002) et le touladi (*Salvelinus namaycush*) dans le lac 223 (R. Hesslein, comm. pers.). Cependant, le rétrécissement de l'habitat ne semble avoir altéré ni la croissance, ni la survie de ces poissons au cours de la phase de rétablissement du pH de chaque étude (K. Mills, comm. pers.).

7.4.3.3 Rétablissement biologique

7.4.3.3.1 Algues

7.4.3.3.1.1 Algues planctoniques

Alors qu'on s'attendait à ce que la structure de la communauté phytoplanctonique se rétablisse rapidement après le rétablissement chimique, elle est demeurée perturbée malgré le rétablissement complet du pH du lac 302S. L'acidification avait entraîné un accroissement de la biomasse de phytoplancton en raison de la multiplication des dinoflagellés, dont la proportion est demeurée élevée jusqu'à ce que le pH dépasse 5,5 (Findlay et al., 1999; Turner et al., 2002; Findlay, 2003; Turner et al., à paraître-a). Bien qu'aucune relation n'ait été établie entre le taux normalisé à l'échelle des lacs de la productivité du phytoplancton et le pH, le taux normalisé à l'échelle de la biomasse de la productivité du phytoplancton a baissé parallèlement au pH et même davantage durant une grande partie de la phase de rétablissement du pH, à cause de l'accroissement de la biomasse des dinoflagellés (Turner et al., 2002; Turner et al., à paraître-a). Pour des raisons encore inconnues, la fraction hypolimnique de la productivité du plancton a connu de fortes fluctuations au cours de l'étude, avant de se stabiliser à un niveau élevé aux dernières étapes du rétablissement du pH (Turner et al., 2002; Turner et al., à paraître-a).

Au cours de l'acidification, l'abondance du grand corégone a considérablement baissé. Certains avaient postulé que c'était la prolifération de dinoflagellés qui avait anéanti la population de grands corégones dans le lac 302S durant la phase d'acidification de l'expérience (Mills et Chalanchuk, 1992). Des recherches subséquentes ont permis de découvrir que, même durant la phase de rétablissement du pH du lac 302S, les bactéries associées aux dinoflagellés étaient capables de produire des toxines létales pour les cyprinidés (et possiblement d'autres éléments du biote) (Rooney, 1995; Murphy, 1995; Ray, 1997). La létalité des bactéries dépend de la multiplication rapide des dinoflagellés, de la concentration de Fe, qui doit être moyennement élevée, et de la disponibilité de certaines formes de COD (C. Trick, comm. pers.).

La diversité taxonomique du plancton s'est rétablie moins rapidement que le pH; après le rétablissement complet du pH, elle demeurait encore près de 20% inférieure à ce qu'elle était au début de l'expérience (Turner et al., à paraître-a).

7.4.3.3.1.2 Algues benthiques

La composition de la communauté benthique a été fortement influencée par le pH, le CID et le COD (Vinebrooke et al., 2003a, b; Turner et al., à paraître-b). La proportion de cyanobactéries filamenteuses est restée faible durant le rétablissement du pH, tandis que celle des diatomées demeurait constamment élevée (Findlay et al., 1999; Turner et al., à paraître-b). La composition en algues benthiques suit un patron d'évolution de rétablissement qui la mène vers un état différent de ce qu'elle était au départ, en partie à cause de l'influence du COD, qui n'a pas augmenté aussi vite qu'il avait baissé pendant l'acidification (Vinebrooke et al., 2003a, b; Turner et al., à paraître-b).

Comme la photosynthèse benthique était largement régie par la disponibilité du CID (Donahue et al., 2003; Turner et al., 1991), son rétablissement s'est produit de façon inversement proportionnelle au déclin causé par l'acidification (Turner et al., 2002; Turner et al., à paraître-b). L'augmentation du taux de respiration de l'épilithon observée durant l'acidification (Turner et al., 1995; Turner et al., 2002) s'est poursuivie durant la phase de rétablissement du pH, pour des raisons indéterminées; cependant, la corrélation avec l'intensité du rayonnement UV restée élevée semblait indiquer que ce dernier aurait eu quelque influence sur cette augmentation (Turner et al., à paraître-b). Certaines études ont montré que le rayonnement ultraviolet affectait à la fois la structure et la fonction de l'épilithon (Watkins et al., 2001; Weidman et al., en cours de révision).

L'abondance annuelle des algues métaphytes (algues vertes filamenteuses qui sont benthiques, mais ne sont en fait ni suspendues, ni fixées), apparues au cours de l'acidification, est devenue très variable durant la phase d'acidification extrême;

on a associé au moins une partie de cette variabilité aux conditions climatiques (Turner et al., 2002; Turner et al., à paraître-b). Bien qu'elles aient cessé de proliférer quand le pH a dépassé 6,3, les algues métaphytes se sont maintenues à un pH bien supérieur à leur limite antérieure, qui se situait près de 5,5 (Turner et al., 2002; Turner et al., à paraître-b).

7.4.3.3.2 Invertébrés

7.4.3.3.2.1 Invertébrés planctoniques

La structure de la communauté zooplanctonique a semblé varié en fonction du pH. Les régimes de rétablissement, dépendants à la fois du groupe et du temps, ne suivaient pas la relation avec le pH observée durant la phase d'acidification (Turner et al., à paraître-b).

La biomasse des rotifères s'est accrue durant l'acidification et est demeurée élevée tout au long de la première phase du rétablissement du pH (Turner et al., 2002; Turner et al., à paraître-b; Paterson et al., à paraître). Les copépodes calanoïdes, dont l'abondance avait fortement baissé durant la phase d'acidification à un pH inférieur à 5, sont réapparus lorsque le pH est passé au-dessus de 5,9 et ont rapidement retrouvé leur abondance d'avant l'acidification (Turner et al., à paraître-b). La densité des copépodes cyclopoïdes est demeurée relativement stable jusqu'au pH 4,5, avant qu'ils ne disparaissent virtuellement. Leur abondance s'est rétablie avec l'augmentation du pH puis, lorsque ce dernier a dépassé 5,5, les copépodes cyclopoïdes ont atteint et même conservé une abondance supérieure à ce qu'ils affichaient avant l'acidification (Turner et al., à paraître-b). La biomasse des cladocères, gravement affectée par la baisse du pH en deçà de 4,5, est devenue très élevée dès les premières étapes du rétablissement du pH, avant de revenir aux valeurs observées avant l'acidification, malgré beaucoup de variabilité observée d'une année à l'autre (Turner et al., à paraître-b; Paterson et al., à paraître). Contrairement à la réaction du phytoplancton, les changements de la diversité des espèces des crustacés et des rotifères ont suivi de près les variations du pH. Bien que les *Chaoborus* n'aient été dénombrés que durant la phase de rétablissement du pH, leur nombre a rapidement diminué au cours des premières étapes du rétablissement du pH, probablement à cause de plus de prédation de la part des poissons revenus dans le milieu (Turner et al., à paraître-b).

Ces différences notées dans les patrons d'évolution, que l'on retrouve à des niveaux trophiques adjacents dans la communauté planctonique, donnent vraiment à penser que les interactions trophiques (c.-à-d. les effets trophiques en cascade) pourraient être importantes dans le rétablissement biologique des lacs. On a notamment pu corrélérer le nombre de cyprinidés planctophages avec la baisse du nombre de cladocères herbivores et l'accroissement des copépodes omnivores,

plus à même, au cours du rétablissement, d'éviter ce poisson qui repère ses proies visuellement.

7.4.3.3.2 Invertébrés benthiques

La nature et les modalités du rétablissement varient beaucoup d'un groupe d'invertébrés benthiques à l'autre. Au cours de la période de rétablissement pour laquelle on dispose de données (jusqu'à un pH de 5,7 en 1997), l'abondance des chironomides a montré l'évolution inverse de celle montrée lors de l'acidification (Turner et al., à paraître-b). Par contre, l'abondance des microcrustacés littoraux a été influencée négativement par le retour des cyprinidés (Hann et Turner, 1999; Hann et Turner, 2000; Turner et al., à paraître-b). On a observé un patron d'évolution semblable chez les *Chaoborus* (Turner et al., à paraître-b; Paterson et al., à paraître).

Les populations d'insectes (notonectidés, corixidés et Trichoptera), particulièrement abondants durant les phases d'acidification extrême, ont baissé lors du rétablissement du pH, à mesure que réapparaissaient les cyprinidés (Vinebrooke et al., 2001; Turner et al., à paraître-b). Les sangsues, disparues par suite de l'acidification, ont réussi à revenir dans le lac après plusieurs années d'essais infructueux (Turner et al., à paraître-b). Les éponges, peu abondantes avant l'acidification, se sont multipliées lorsque le pH est passé d'environ 5,8 à 6,6, mais leur nombre a considérablement baissé depuis (Turner et al., à paraître-b).

Des amphibiens, comme les têtards de la grenouille verte (*Rana clamitans*) et du crapaud d'Amérique (*Bufo americanus*), auparavant disparus du lac 302S, semblent avoir réussi à s'y rétablir (Turner et al., à paraître-b). Les écrevisses (*Orconectes virilis*) avaient disparu du lac 302S comme du lac 223 au cours de la phase d'acidification des expériences. Bien qu'elles ne soient pas encore revenues dans le lac 302S (Turner et al., à paraître-b), elles y sont à nouveau dans le lac 223 (K. Mills et M. Turner, données non publiées), sans doute qu'elles sont venues d'un ruisseau reliant le lac 223 à un lac d'amont qui renferme des écrevisses. Cependant, le *Mysis relicta* est toujours absent du lac 223, malgré sa présence dans le lac immédiatement en amont.

7.4.3.3.3 Vertébrés

7.4.3.3.3.1 Poissons

Toutes les espèces de poissons présentes dans le lac 302S avant l'acidification y étaient encore en 2000 (pH 6,3). Bien qu'elles aient toutes survécu à un pH de 4,6, au moins en faible abondance (Turner et al., 2002; Turner et al., à paraître-a), les profils de rétablissement ont varié selon l'espèce. Le faible nombre de mulets perlés (*Margariscus margarita*) qui ont survécu

dans la phase d'acidification extrême ont vu leur condition s'améliorer grandement lorsque le pH est passé au-dessus de 5; en 1994 (pH 5,4), ils avaient réussi à se reproduire. Les autres espèces de cyprins (le vairon à grosse tête [*Pimephales promelas*], le ventre citron [*Phoxinus neogaeus*] et le ventre rouge du nord [*Phoxinus eos*]) se sont révélées opportunistes; on a observé du recrutement particulièrement marqué chez le ventre citron (Turner et al., à paraître-a). Il est probable que la plupart des espèces auparavant disparues du lac qui y sont retournées, provenaient du bassin nord du lac 302 (le lac 302N), qui a servi de réservoir biologique.

À l'automne 1999, 308 grands corégones adultes ont été prélevés dans le lac 302N et transférés dans le lac 302S à des fins de rétablissement de la population de corégones à la densité qu'elle avait avant l'acidification. Un fort pourcentage de ces corégones réintroduits est mort (environ 82%, contre 31% de 1982 à 1985; K. Mills, comm. pers.; Turner et al., 2002; Turner et al., à paraître-a), un phénomène inattendu (Rask et al., 1995) considérant la valeur relativement élevée du pH (environ 6,1) et la faible concentration d'Al (0,5 µM) au moment du transfert. La mauvaise condition physique des corégones du lac 302N pourrait y avoir contribué; en effet, on a également observé plus de mortalité que la normale dans le bassin hôte (K. Mills, comm. pers.). Toutefois, les corégones qui ont survécu dans le lac 302S ont frayé et le recrutement subséquent a eu d'excellents résultats, comme en témoignent les classes de 2002 et de 2003, anormalement abondantes pour ce lac quand il est dans son état naturel (K. Mills, comm. pers.).

Le retour des poissons, les cyprinidés en particulier, a probablement modifié la structure du réseau trophique du lac 302S. Par exemple, l'abondance des insectes y a baissé (Vinebrooke et al., 2001) et les essaims de *Daphnia catawba* sont disparus de la zone littorale (M. Turner, données non publiées); en outre, on a pu corrélérer la réapparition des cyprinidés et le déclin du *Chaoborus* dans la zone pélagique et des microcrustacés dans la zone littorale (Hann et Turner, 1999, 2000; Turner et al., 2002).

Le rétablissement de plusieurs populations de poissons dans le lac 223 a également été en retard par rapport aux attentes initiales; il ne s'est produit qu'après plusieurs années de pH à peu près neutre. L'abondance du vairon à grosse tête et du meunier noir (*Catostomus commersonii*), par exemple, ne s'est stabilisée qu'après plusieurs années de fluctuations erratiques (K. Mills, comm. pers.). Par contre, la population d'épinoches à cinq épines (*Culaea inconstans*) qui s'était introduite dans le lac et y était devenue abondante durant l'acidification, a survécu au rétablissement du pH, malgré le fait qu'elle avait baissé substantiellement (Mills et al., 2000). Le chabot visqueux

(*Cottus cognatus*), disparu durant l'acidification, est réapparu plus de 18 ans après le début du rétablissement du lac 223, sans doute provenait-il du lac 224, en amont (K. Mills, comm. pers.).

Le touladi du lac 223 a connu un taux de rétablissement plutôt lent (Mills et al., 2002a), comme on pouvait le prévoir considérant la dynamique naturelle de cette population (Mills et al., 2002b), mais il a retrouvé en 2003 son abondance d'avant l'acidification (K. Mills, comm. pers.). Le faible taux de recrutement de cette population durant une grande partie de la phase de rétablissement du pH (Mills et al., 2000, 2002a) a ralenti son accroissement démographique (Mills et al., 2002a). À cause de la lenteur relative de son rétablissement, la population de touladi (et d'autres espèces) pourrait courir des risques accrus si d'autres facteurs de stress, comme l'accroissement de la concurrence d'espèces d'eaux chaudes envahissantes durant la période de réchauffement climatique, venaient s'ajouter au cours d'une période de rétablissement d'un milieu acidifié (Turner et al., à paraître-a).

7.4.3.3.2 Hirondelles

Chez les oiseaux insectivores, on a observé une influence négative de l'acidité des milieux humides sur la reproduction des hirondelles bicolores (*Tachycineta bicolor*) nichant près de lacs acidifiés expérimentalement dans l'ELA (St. Louis et Barlow, 1993). Ces observations corroborent les résultats d'une étude antérieure réalisée dans la région de Sudbury (Blancher et McNicol, 1988). Tant le comportement de recherche de nourriture des hirondelles bicolores adultes que l'alimentation des oisillons a varié fortement en fonction de l'acidité du lac près duquel ces oiseaux nichaient (St. Louis et al., 1990; Blancher et McNicol, 1991). On estime que le faible succès de reproduction est dû au fait que les proies émergentes et les autres insectes disponibles au-dessus et autour des lacs et des milieux humides acides étaient inadéquats.

Après plusieurs années de tentatives infructueuses des jeunes hirondelles à se reproduire durant une grande partie de la phase de rétablissement du pH, les hirondelles bicolores du lac 302S ont recommencé à se reproduire avec succès en 1998, lorsque le pH a atteint près de 5,9 (St. Louis et al., à paraître). On n'a pas réussi à établir la cause des problèmes de reproduction (V. St. Louis, comm. pers.); ni la charge de métaux, ni l'insuffisance de calcium dans l'alimentation ne peuvent l'expliquer.

7.4.3.4 Interprétation à l'échelle des écosystèmes

Les écosystèmes étudiés dans l'ELA ont montré qu'ils étaient très résilients et capables de se rétablir une fois qu'était réduit le stress de l'acidification. Cependant, le retour du pH à sa valeur initiale n'a pas entraîné de restauration complète des écosystèmes dans les limites temporelles définies pour ces études expérimentales de rétablissement du pH, et ce malgré la simplicité des études et leur biais en faveur d'un rétablissement hâtif par rapport à la réalité des lacs acidifiés de façon chronique et à l'échelle régionale. Ainsi, dans bien des cas, il faut rajuster les attentes quant au taux de rétablissement des habitats aquatiques et comprendre que le rétablissement et des habitats et des biotes sera plus lent que celui du pH et qu'il faudra parfois attendre très longtemps. Dans certains cas, si les conditions ont dépassé la capacité de résilience de l'écosystème ou que des organismes essentiels au réseau trophique sont incapables de recoloniser le milieu, l'écosystème se rétablira, mais dans un état différent de son état d'origine.

Certains écarts observés entre le rétablissement des écosystèmes étudiés dans l'ELA et les prévisions nuiront à notre compréhension de la dynamique des écosystèmes et notre capacité à prévoir son rétablissement. Le rétablissement des écosystèmes étudiés était incomplet et différait souvent des prévisions venues de notre compréhension actuelle des effets de l'acidification qui dépendent du pH. Souvent, le rétablissement des milieux acides s'est révélé plus complexe et plus indirect que prévu, en partie parce que les forces agissant sur les écosystèmes sont plus complexes que celles qu'on associe à la seule diminution du pH. Il faut donc éviter d'établir des prévisions de rétablissement des habitats et des biotes aquatiques uniquement basées sur l'inversion des effets de l'acidification due au pH. De même, l'atteinte de certains seuils de pH s'est révélée une méthode limitée de caractérisation et d'évaluation du rétablissement aquatique.

La nature du rétablissement des lacs à l'étude dans l'ELA a été régie par de nombreux facteurs dont l'importante interaction produite entre le pH et le COD, qui a encore rendu plus complexes les relations entre les différentes propriétés physico-chimiques et biologiques des systèmes étudiés. Par exemple, on a observé des périodes d'augmentation du rayonnement UV et du réchauffement en profondeur, et probablement de modification de la dynamique des éléments nutritifs et des métaux. Parmi les autres facteurs physico-chimiques il faut citer la réacidification estivale périodique, la complexité attribuable à la modification des cycles chimiques et les toxines d'origine biologique, qui peuvent tous interférer avec le rétablissement du réseau trophique.

Au cours de nos études dans l'ELA, nous avons réalisé que le changement climatique venait encore plus entraver notre capacité à prévoir le rétablissement des milieux acidifiés. En présence de changements climatiques, la quantité d'éléments nutritifs et de matière organique dissoute terrestres atteignant les lacs serait sans doute modifiée. Les changements climatiques pourraient par exemple réduire l'apport de COD dans les lacs, ce qui pourrait à la fois affecter la disponibilité des éléments nutritifs et des métaux et favoriser la transmission de l'énergie rayonnante vers les eaux les plus profondes des lacs. Dans les lacs dont l'hypolimnion est peu profond, cet effet risque de faire rétrécir l'habitat des organismes sténothermes (espèces qui ne peuvent survivre que dans une plage étroite de températures; Jansen et Hesslein, 2004), qui pourrait être aggravé par l'appauvrissement de l'oxygène au fond du lac dû à la hausse de température. Cette anoxie serait encore plus grave si l'écosystème voyait sa charge d'éléments nutritifs augmenter. Nos études indiquent que toute perturbation des habitats terrestres dans les zones sensibles aux acides doit éviter de réduire les apports en matière organique dissoute ou en COD, surtout là où se trouvent des poissons à recrutement lent (p. ex. le touladi); dans de tels cas, l'aménagement doit être de nature préventive.

La recolonisation des biotes disparus au cours de nos études dans l'ELA a été facilitée par la présence de réservoirs biologiques situés à proximité, ce qui n'est pas le cas des zones où l'acidification a été chronique et régionale (voir 7.4.2.2). Cependant, malgré l'apparente facilité relative de recolonisation biotique des milieux étudiés, le rétablissement de la biodiversité a varié d'un groupe d'espèces à l'autre et s'est parfois produit de façon inattendue. On s'attendait par exemple à ce que le phytoplancton se rétablisse plus rapidement que tous les autres éléments du biote mais, en réalité, sa richesse taxonomique a mis plus de temps que prévu à se rétablir (Turner et al., 2002; Turner et al., à paraître-a); par contre, la diversité du zooplancton et des algues benthiques s'est révélée plus résiliente (Vinebrooke et al., 2003b; Turner et al., à paraître-a). En outre, nous avons constaté qu'au départ, le grand corégone que nous avons réintroduit a eu plus de difficulté que prévu à s'acclimater.

Les études réalisées dans l'ELA montrent qu'il y a encore plusieurs avenues de recherche à explorer. La poursuite de la surveillance du rétablissement des lacs 223 et 302S aiderait à déterminer si l'hystérésis observée au cours du rétablissement est le reflet d'une combinaison de retards et de phénomènes stochastiques ou des résultats finaux différents des conditions initiales pour les systèmes étudiés. Comme nous avons découvert que le rétablissement des écosystèmes acidifiés se produit en présence d'autres influences (dont, possiblement, le

réchauffement climatique, les invasions biotiques, l'eutrophisation et d'autres types de contamination), il est essentiel de mieux connaître les facteurs susceptibles d'influer sur le rétablissement, ainsi que l'ampleur et la nature de ces interactions. À ces fins, la réalisation d'études de cas parallèles, différents du point de vue de la situation géographique (p. ex. dans différentes écozones), du pH et de la durée de l'acidification préalable, ainsi que de la complexité des facteurs de stress additionnels, nous aidera à comprendre et à prévoir le rétablissement des écosystèmes aquatiques acidifiés. Pour créer des modèles de rétablissement efficaces, il nous faut quantifier davantage les retards observés dans le rétablissement du biote.

Nous avons en outre constaté qu'il faut mieux comprendre le lien qui existe entre l'altération de la structure des écosystèmes perturbés et la capacité de rétablissement de leur fonctionnement. De même, il reste à confirmer l'hypothèse selon laquelle l'instabilité fonctionnelle et la variabilité structurale sont plus grandes durant le rétablissement du pH que durant l'acidification. Du point de vue trophique, comme les changements de la chaîne alimentaire ont aussi influé sur la nature du rétablissement, la fluctuation de l'abondance des taxons au cours de la période initiale de leur rétablissement pourrait intensifier la fluctuation et l'instabilité des écosystèmes. Toutefois, on ne sait toujours pas avec certitude en quoi la perte de biodiversité à long terme influencera le fonctionnement des écosystèmes. Entre-temps, Vinebrooke et al. (à paraître) ont conclu que les changements observés dans plusieurs processus des écosystèmes (p. ex. la production primaire et secondaire) s'expliquent mieux par des facteurs environnementaux (p. ex. la diminution du COD et la modification de la structure du réseau trophique) que par la baisse de diversité taxonomique. Il faut se rappeler qu'on ne peut généraliser les réactions de groupes fonctionnels équivalents (p. ex. le phytoplancton et les algues benthiques ou le zooplancton et le zoobenthos), puisque leurs réactions sont souvent différentes dans les zones littorales et pélagiques.

7.5 RESTAURATION ET GESTION DES POPULATIONS DE POISSONS

7.5.1 Poissons de pêche sportive dans les lacs acides de l'Ontario

E. Snucins

Les observations réalisées à proximité de Sudbury (Ontario) dans certains lacs en rétablissement après réduction de la pollution, et dans le lac 223 de l'ELA, acidifié expérimentalement (voir 7.4.3.3.1), indiquent que les

populations résiduelles de poissons de pêche sportive (p. ex. les salmonidés, l'achigan) peuvent se rétablir rapidement lorsque la qualité de l'eau s'améliore (Gunn et Keller, 1990; Gunn et Mills, 1998; Mills et al., 2000). Le recrutement reprend environ au pH où il avait cessé durant l'acidification; cependant, certaines populations clairsemées ont complètement disparu malgré l'amélioration de la qualité de l'eau.

Les espèces de poissons disparues peuvent retourner sans intervention humaine dans les lacs endommagés par l'acidité si des ruisseaux les relient à des populations sources (Mills et al., 2000; Snucins et Gunn, 2003). Toutefois, la recolonisation des lacs de tête ou d'autres lacs isolés repose essentiellement sur le transfert de poissons sauvages prélevés dans des lacs sains ou de l'introduction de poissons d'élevage pour déclencher le rétablissement. Les espèces de poissons de pêche sportive les plus affectées par l'acidification en Ontario sont le touladi et l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*); les deux ont été introduites dans des lacs en rétablissement du nord-est de l'Ontario (la restauration est principalement axée sur le touladi).

D'après les recherches, le rétablissement du touladi peut être limité par la perte de certaines espèces et par la transformation des communautés de poissons qui ont eu lieu durant l'acidification. Mills et al. (2000) estiment que, lors du rétablissement chimique du lac 223 de l'ELA, l'absence d'espèces proies essentielles mais sensibles aux conditions acides a pu retarder le retour du touladi à son abondance antérieure à l'acidification. Ainsi, la réintroduction de certaines composantes du réseau trophique pourrait constituer un élément de la gestion de l'espèce. La composition de la communauté de poissons a aussi une forte influence sur le succès de la réintroduction du touladi. Le touladi a particulièrement du mal à survivre dans les lacs renfermant une grande diversité d'espèces, et la présence de concurrents potentiels tels que le cisco de lac (*Coregonus artedii*), le crapet de roche (*Ambloplites rupestris*) et l'achigan à petite bouche entraîne le ralentissement de sa croissance, la diminution de son taux de survie et du retard de recrutement (Snucins et Gunn, 2003). Ces interactions des communautés de poissons risquent de retarder de plusieurs décennies le rétablissement du touladi. Par ailleurs, en période de faible abondance ou d'absence de touladis, les espèces proies tolérantes aux conditions acides ont tendance à se multiplier. Certaines (p. ex. la perchaude) sont une source alimentaire abondante, qui est réduite par la prédation lorsque le touladi se rétablit. D'autres proies ont des interactions plus complexes avec le touladi. Le cisco de lac, par exemple, constitue une abondante source de nourriture pour les grands touladis, mais peut aussi limiter le rétablissement en faisant concurrence aux jeunes touladis pour la nourriture (Gunn et Mills, 1998). Des essais en cours consistent à empoissonner les lacs avec de grands touladis adultes qui se

nourrissent des poissons présents en abondance, plutôt qu'avec des petits poissons d'un an qui doivent entrer en concurrence avec ces proies pour se nourrir. Cette méthode pourrait aider à rétablir les populations de touladis là où vit le cisco de lac (Snucins et Gunn, 2003).

Contrairement au touladi, l'achigan à petite bouche peut être réintroduit dans des communautés très diversifiées. Snucins et Gunn (2003) ont découvert que la biomasse des recrues naturelles d'achigan à petite bouche atteignait celle des lacs de référence dans les 5 ans suivant le rétablissement de la qualité de l'eau et la fraye des poissons introduits. Cependant, la biomasse des recrues naturelles de touladi est demeurée bien en deçà du niveau de référence entre 5 et 15 ans après le rétablissement de la qualité de l'eau et la fraye des poissons adultes. On peut relier ces différences entre espèces aux caractéristiques de leur cycle biologique (p. ex. la fécondité, l'âge de la maturité) et aux effets de la concurrence interspécifique et de la prédation sur le recrutement. L'achigan à petite bouche, une espèce d'eaux chaudes, a peut-être aussi profité des températures plus élevées que la normale que la région a connues ces dernières années, ce qui n'est pas nécessairement le cas d'espèces d'eaux froides comme le touladi. Le réchauffement de l'eau associé au phénomène El Niño de 1998, par exemple, a provoqué la perte de tous les jeunes touladis d'élevage introduits dans un lac peu profond en cours de rétablissement (Gunn, 2001).

Des changements à long terme de la température de l'eau pourraient influencer sur la réaction des poissons de pêche sportive au rétablissement des lacs acides. Le réchauffement du climat et de l'eau pourrait favoriser l'achigan à petite bouche et d'autres espèces d'eaux chaudes, éventuellement au détriment du touladi et d'autres poissons d'eaux froides. De fait, des lacs à touladis sont actuellement envahis par des espèces d'eaux chaudes, comme en font foi des relevés récents, au cours desquels on a découvert de nouvelles populations d'achigans à petite bouche, de crapets de roche, de crapets-soleil (*Lepomis gibbosus*) et de dorés jaunes (*Sander vitreus*) dans des lacs en rétablissement, d'où ces espèces étaient absentes avant l'acidification (E. Snucins, comm. pers.). Dans de nombreux cas, l'apparition de nouvelles espèces est attribuable à des transferts non autorisés, intentionnels ou non, par les pêcheurs à la ligne. Ces introductions peuvent modifier la structure du réseau trophique et le résultat final du rétablissement en ce qui concerne le touladi. L'invasion du crapet de roche et de l'achigan à petite bouche, par exemple, entraîne un goulot d'étranglement énergétique qui réduit la croissance du touladi en l'obligeant à changer ses habitudes alimentaires pour se nourrir surtout de zooplancton dans les lacs qui manquent de poissons proies pélagiques (Vander Zanden et al., 1999). La protection des lacs contre l'invasion d'espèces non indigènes

est un des défis que devront relever les gestionnaires des ressources.

Les populations de touladis sont aussi très vulnérables à l'exploitation par les pêcheurs à la ligne. Près de Sudbury, on avait interdit la pêche sur un lac en cours de rétablissement chimique durant sept ans; lorsqu'on a rouvert le lac en instaurant une limite de prises normale, l'abondance des touladis adultes a chuté de 72% en quelques mois (Gunn et Sein, 2000). Cet effondrement de la population indique que les gestionnaires doivent envisager de réglementer les prises des pêcheurs à la ligne lorsqu'ils tentent de restaurer des populations de touladis endommagées.

Le chaulage des lacs est une technique de rétablissement couramment employée en Scandinavie pour inverser l'acidification. En Amérique du Nord, il a été limité à des applications expérimentales dans quelques lacs. Exceptionnellement, on a permis un chaulage répété dans le but d'améliorer et de conserver un habitat adapté à l'omble aurora (*Salvelinus fontinalis timagamiensis*), un type d'omble de fontaine indigène à seulement deux lacs dans le monde et désigné en voie de disparition (Snucins et al., 1995; www.speciesatrisk.gc.ca). Ces deux lacs se trouvent à environ 110 km au nord de Sudbury (Ontario). Au cours des années 1960, les poissons ont disparu de ces lacs à cause de l'acidification provoquée par les dépôts atmosphériques. Un programme de reproduction en captivité a permis de sauver l'omble aurora de disparition complète et, en 1989, on a réussi à le réintroduire dans les lacs après les avoir chaulés. Pour maintenir la qualité de l'eau, il a fallu répéter le traitement deux fois au cours des années 1990. Des chutes épisodiques du pH à 5,0, le seuil sous lequel l'omble aurora ne peut plus se reproduire, ont eu lieu en 2001 et en 2002, ce qui indique que les lacs pourraient encore avoir besoin d'être chaulés dans l'avenir. L'omble aurora est un exemple de réussite en matière de préservation des espèces en voie de disparition, mais le besoin constant d'intervention humaine pour maintenir la qualité de l'eau dans ses lacs d'origine met en lumière sa vulnérabilité face à l'acidification.

Pour réussir à rétablir les poissons de pêche sportive dans les lacs acidifiés de l'Ontario, il faudra à la fois en améliorer les propriétés chimiques et adopter des mesures de gestion active ciblées (p. ex. l'empoisonnement). En outre, il nous faut mieux connaître la façon dont les poissons proies et concurrents réagissent au rétablissement des lacs, particulièrement en présence d'autres facteurs de stress environnementaux, afin de définir les stratégies de rétablissement les plus prometteuses et d'en prévoir l'efficacité avec précision.

7.5.2 Saumon de l'Atlantique des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse

P.G. Amiro, R.W. Brook et R.C. Weeber

L'acidification des anciennes rivières à saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*) a gravement frappé la région des hautes terres du sud de la NÉ (voir la section 6.4.5). Or, en raison de l'acidification chronique et du pouvoir tampon extrêmement limité des cations basiques, on prévoit que le rétablissement chimique des lacs et des cours d'eau de cette région prendra des décennies, même dans les scénarios de réduction des émissions les plus optimistes (voir les sections 6.3 et 7.6.4). Clair et al. (2004) ont modélisé les conditions d'acidité de 40 ruisseaux qui se jettent dans 35 rivières de la NÉ qui, autrefois, renfermaient des populations viables de saumon de l'Atlantique (voir aussi 7.6.4). Ils ont estimé le pH, la CNA et le Ca^{2+} avant l'acidification et pour trois scénarios d'évolution des dépôts acides par rapport à la situation de 2000: aucun changement, 10% et 20% de réduction par décennie. Ils ont utilisé le pH modélisé de chaque rivière pour classer comme suit les effets de l'acidité sur les populations de saumon de l'Atlantique: effets minimes de l'acidité sur les populations (pH de 5,4), appauvrissement des stocks (pH de 5,0 à 5,4), réduction des populations à un niveau résiduel (pH de 4,7 à 5,0) et disparition des populations (pH < 4,7) (voir Watt et al., 2000). Toutes les rivières sauf deux ont été présumées posséder un pH > 5,4 avant l'acidification, au début du XX^e siècle. La modélisation indique que les effets de l'acidification ont probablement débuté dans les années 1950, atteint un sommet du milieu des années 1970 au début des années 1980 et fléchi légèrement de 1980 à 2000, même si les lacs restent acides. D'après des simulations basées sur la réduction des dépôts de 10% et de 20% par décennie, le pH prévu dans toutes les rivières serait suffisant pour que le saumon s'y maintienne, à partir de 2100 et de 2070. On prévoit que le calcium, un cation d'importance physiologique pour l'osmorégulation des poissons et la préservation de leurs os, devrait demeurer sous les concentrations préindustrielles pendant au moins 100 ans. Tout indique que le rétablissement des rivières à saumon des hautes terres du sud de la NÉ sera long et lent, et que la concentration toujours faible de Ca^{2+} aura sans doute des effets néfastes sur la santé physiologique des saumons de l'Atlantique restants ou réintroduits.

Comme le décrit la section 6.4.5, le saumon de l'Atlantique des hautes terres du sud de la NÉ subit les impacts de l'acidification des cours d'eau, de la réduction du taux de survie des jeunes poissons en migration de leur rivière natale à la mer (les saumoneaux) et du faible taux de survie en mer. Il est peu probable que les populations de saumons des hautes terres du sud se rétablissent naturellement, considérant la durée prévue

pour le rétablissement du pH, le maintien des concentrations de Ca^{2+} à des valeurs basses (voir ci-dessus) et le taux de survie en mer qui reste sous les 5% (voir la section 6.4.5.2). Une étude récente (MPO, 2000) souligne l'importance de réduire de façon continue et substantielle les émissions de SO_2 et définit quatre avenues possibles pour la protection des stocks de saumons de l'Atlantique résiduels dans la région: 1) neutraliser les rivières acidifiées; 2) empoissonner les rivières en remplacement ou en complément de la reproduction naturelle; 3) stocker des gènes pour protéger ou améliorer la diversité génétique; 4) limiter la pêche. Le débat est toujours ouvert chez les scientifiques et les autres parties intéressées sur l'efficacité éventuelle de ces approches pour protéger, rétablir ou améliorer les stocks de saumons de l'Atlantique des hautes terres du sud. La question fera l'objet du reste de la présente section. L'accroissement de la production de saumoneaux et l'amélioration du taux de survie en mer sont deux conditions essentielles à la restauration des populations de saumons (Amiro, 2000).

1. Habituellement, la neutralisation des eaux acidifiées nécessite l'ajout de calcaire; ce sont principalement le débit et le degré d'acidité de la rivière qui déterminent le moment d'exécution et l'ampleur des opérations de chaulage. On utilise différentes méthodes pour appliquer le calcaire, notamment l'épandage sur la surface d'un lac, la mise en place de gravier calcaire sous la forme de bancs immergés ou dans des tambours tournants, les doseurs de chaux en poudre et les puits de dérivation, qui utilisent la remontée d'eau pour abraser des morceaux de calcaire. Les techniques de chaulage peuvent réussir à améliorer les conditions de pH et de Ca^{2+} pour le saumon, de réduire la concentration de métaux dissous, d'atténuer les épisodes de baisse du pH et d'améliorer les conditions physiques et chimiques dans lesquelles se déroulent la fraye et le développement des œufs (voir p. ex.: Watt et al., 1983; Lacroix, 1996). Cependant, à cause de la structure dendritique (arborescente) des cours d'eau et de la propension du saumon à occuper les plus petits affluents, de nombreuses méthodes de traitement laissent de côté de grands secteurs de la partie supérieure des bassins versants, où naissent la plupart des saumons. Ainsi, des méthodes de chaulage à l'échelle du bassin, peu étudiées en Amérique du Nord, pourraient se révéler plus applicables au cas du saumon de l'Atlantique que le chaulage des cours principaux.

On n'a pas encore prouvé l'efficacité du chaulage des rivières acidifiées en tant que technique d'amélioration du taux de bouclage du cycle de vie au sein des populations de saumons des hautes terres du sud. L'amélioration de la fraie, du développement des œufs et de la production de saumoneaux générée par le chaulage n'a pas été

généralisée à tous les types de cours d'eau et de dommages causés par l'acidification. En Amérique du Nord, il n'a pas été démontré que l'accroissement de la production de saumoneaux grâce au chaulage provoque à long terme un retour durable des adultes reproducteurs. D'importantes questions sur les conséquences chimiques et physiques spécifiques du chaulage demeurent sans réponse. Elles concernent entre autres les éventuels effets génétiques du faible pH sur la capacité de survie, comme ceux observés chez l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*; Hurley et al., 1989) et la truite brune (*Salmo trutta*; Battram, 1990), la dépendance à long terme à l'égard du système de distribution, l'échelle spatiale et temporelle requise, les méthodes les plus efficaces et la viabilité économique du chaulage à l'échelle requise. Une évaluation économique du chaulage en tant que méthode de restauration du saumon de l'Atlantique estime que, si le coût d'application (en dollars canadiens) se situe à 50 \$ la tonne pour une productivité de faible à moyenne et un taux de survie en mer de 10%, il en coûtera de 6,40 \$ à 29,60 \$ par adulte (Power, 1998). On ignore jusqu'à quel point on peut transposer cette analyse à l'échelle des taux de survie en mer et des coûts actuels, ou à l'échelle de bassins plus grands. Pour évaluer de façon exhaustive la possibilité d'utiliser le chaulage comme technique de restauration des rivières à saumon des hautes terres du sud, il est essentiel de poursuivre les recherches sur ces questions et d'autre, tout aussi importantes.

2. Durant les périodes où la survie en mer est moyenne ou supérieure à la normale, on peut introduire des saumons d'élevage dans les cours d'eau, en remplacement ou en complément des stocks de reproducteurs naturels. Bien qu'au stade de saumoneau l'espèce soit particulièrement sensible aux conditions acides, le fait qu'il ne demeure que peu de temps en eau douce porte à croire que l'empoissonnement à ce stade du cycle biologique pourrait se révéler la méthode la plus efficace. Il n'en demeure pas moins que les saumoneaux introduits dans la plupart des cours d'eau des hautes terres du sud seraient sans doute exposés au moins à de courtes périodes d'acidité. Les effets de l'acidité sur leur physiologie et leur capacité de survie en mer et les conditions chimiques associées à ces effets font actuellement l'objet de recherches (p. ex.: Fivelstad et al., 2004; Magee et al., 2003). Les cours d'eau faiblement ou partiellement touchés par l'acidification (pH de 4,7 à 5,0 et pH > 5,0 à pH de 5,4, respectivement) sont de bons candidats à l'empoissonnement, mais le taux de retour des saumoneaux libérés est plutôt faible, et même exceptionnellement faible dans les cours d'eau partiellement touchés par l'acidification (MPO, 2000). À l'heure actuelle, les modèles de populations de saumons

n'incorporent pas les effets d'une exposition de courte durée à l'acidité sur la mortalité des saumoneaux; il faudra en tenir compte si on veut évaluer l'efficacité de l'introduction de saumoneaux d'élevage dans les cours d'eau acidifiés (Amiro, 2000). La rareté des populations donneuses et le nombre extrêmement limité d'adultes dans les populations résiduelles rendent l'empoissonnement encore plus compliqué à réaliser. Dans ces conditions, il faut prendre des mesures pour réduire la sélection et la perte de diversité génétique lors de la domestication et pour éviter de provoquer de la dérive génétique artificielle, deux effets connus de l'introduction de saumoneaux dans des petites populations.

3. Les banques de gènes ont été créées pour la protection ou l'amélioration par reproduction sélective des populations captives ou se reproduisant naturellement, dans le but de préserver la diversité génétique d'une espèce au cours des périodes de réduction extrême de sa population. Une des méthodes les plus prometteuses consiste à établir des populations captives de géniteurs qui renferment toute la diversité génétique représentée par les saumons sauvages résiduels. Dans des variantes de cette méthode, on a recours à de jeunes saumons que l'on a prélevés dans les populations sauvages résiduelles, afin d'obtenir en captivité des saumons adultes que l'on retournera plus tard dans leur milieu naturel. Cette approche est en grande partie tributaire de la protection des habitats productifs du saumon. Jusqu'ici, ces méthodes n'ont été appliquées qu'à des populations résiduelles naturelles. Leur efficacité éventuelle dépend non seulement de la sélection avisée des stocks génétiques et des techniques d'élevage, mais aussi de la protection ou de l'amélioration d'habitats de qualité pour le saumon, localisés dans les cours d'eau des hautes terres du sud.
4. Depuis le début des années 1980, des restrictions sont imposées sur la prise du saumon de l'Atlantique des hautes terres du sud par les pêcheurs sportifs, commerciaux et autochtones, et sur la conservation des poissons pêchés. Actuellement, les limites de prises sont très strictes et il reste peu de possibilités de pêcher le saumon des hautes terres du sud. Il est peu probable que l'imposition de nouvelles restrictions sur les prises permette d'améliorer les stocks de saumon de l'Atlantique de cette région.

Les populations résiduelles de saumon de l'Atlantique des rivières des hautes terres du sud non touchées par l'acidification, de même que les populations de saumons établies au sud-ouest des hautes terres du sud, tant au Canada qu'aux États-Unis, sont menacées de disparition à cause de la forte mortalité en mer, associée à leur productivité allant de relativement faible à moyenne (CIEM CM, 2004; MPO, 2003,

Amiro, 2000). Comme le nombre de saumoneaux produits par chaque saumon adulte frayant ne peut compenser le faible taux de survie en mer récemment observé, on s'attend à la disparition d'autres populations de saumon. Si on veut maintenir de la variété dans les populations de saumons de l'Atlantique des hautes terres du sud, l'étude ci-dessus indique qu'il faudra pratiquer une forme d'empoissonnement tenant compte des contraintes génétiques. Même si on réduit les dépôts acides, les poissons des cours d'eau non touchés restent menacés par le faible taux de survie en mer. Si le taux actuel se maintient, le saumon pourrait ne persister dans les cours d'eau non acidifiés qu'à peine 30 ans (P. Amiro, analyse non publiée; Legault, sous presse); et ceci alors que le rétablissement des cations basiques pourrait prendre de 70 à 100 ans (Clair et al., 2004). Sans doute la réduction des dépôts acides atténuerait-elle ces menaces en améliorant la productivité et la disponibilité des habitats. Entre-temps, d'ici 30 à 70 ans, on ne peut considérer les diverses opérations de restauration de l'habitat pour les grandes populations résiduelles que comme des mesures de précaution de dernier recours, qui pourraient éventuellement contribuer au rétablissement. La hausse du taux de survie en mer des poissons jusqu'aux taux observés avant 1990 assurerait l'efficacité de certaines de ces méthodes et réduirait la probabilité de transmission de gènes indésirables aux générations suivantes. Aujourd'hui, plus que jamais depuis le début de l'époque industrielle, il est essentiel de faire preuve de prudence dans la gestion biologique et de l'habitat des populations résiduelles de saumons de l'Atlantique.

7.5.3 Corégone de l'Atlantique

R.G. Bradford, R.W. Brook, et R.C. Weber

Le corégone de l'Atlantique (*Coregonus huntsmani*), endémique au Canada, ne se trouve qu'en Nouvelle-Écosse (Edge et Gilhen, 2001). À l'époque où on a décrit cette espèce pour la première fois, en 1922, sa répartition se limitait aux bassins versants de Tusket-Annis et de Petite Rivière, dans le sud de la NÉ (Bradford et al., 2004a). On pense que l'espèce devait autrefois présenter une répartition contiguë plus vaste qu'aujourd'hui, compte tenu des caractéristiques génétiques et démographiques dont elle était dotée à l'époque (MPO, 2004). La population de Tusket-Annis semble avoir été totalement anadrome (se dit de poissons qui passent leur vie d'adulte en milieu marin et reviennent en eau douce pour se reproduire), tandis qu'on a observé des poissons anadromes et d'autres vivant uniquement en eau douce dans celle de la Petite Rivière (Bradford et al., 2004a). En 1984 et en 2000, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné le corégone de l'Atlantique « espèce en voie de disparition », en raison de ses faibles chances de survie attribuables à sa répartition mondiale restreinte, au déclin de son abondance (risquant d'entraîner la perte de certaines de ses populations reproductrices) et à sa vulnérabilité

à l'acidification des cours d'eau, à l'arrivée d'espèces envahissantes, aux entraves à la migration et au braconnage (RESCAPE, 2004). En tant qu'espèce inscrite sur la liste des espèces en voie de disparition de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du Canada, le corégone de l'Atlantique bénéficie de la protection offerte par cette loi.

Le corégone de l'Atlantique aurait été répandu dans les cours d'eau du bassin Tuskent-Annis jusqu'au début des années 1970 (Bradford et al., 2004a), mais personne n'en a observé dans ce système hydrographique depuis 1982 (Edge et Gilhen, 2001; Bradford et al., 2004a). Lors de tentatives concertées d'évaluation de l'état de la population en 2001 et 2002, on n'a pas réussi à en capturer un seul spécimen (Bradford et al., 2004a). Aujourd'hui, on considère que l'espèce est disparue des cours d'eau du bassin de Tuskent-Annis (MPO, 2004).

Le corégone de l'Atlantique est toujours présent, mais peu abondant, dans les eaux à marée de la Petite Rivière (Bradford et al., 2004a). Les individus qu'on y trouve proviennent sans doute de la population d'eau douce; rien n'indique que des membres anadromes contribuent à la production (Bradford et al., 2004a). Aujourd'hui, les seuls que l'on sait avec certitude capables de boucler leur cycle de vie sont les individus résidents dulcicoles présents dans trois lacs semi-naturels offrant un maximum de 16 km² d'habitat aquatique (MPO, 2004). Les lacs ne sont plus accessibles à partir de la mer, en raison de la présence d'un barrage dépourvu de passe migratoire et du remblaiement d'un canal qui, jusqu'en 1968, permettait aux poissons de contourner le barrage lors des périodes de fort débit (Bradford et al., 2004b). La récente introduction illégale d'achigans à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) dans l'un des trois lacs ajoutée à leur colonisation probable des deux autres lacs suscite l'inquiétude des observateurs quant à l'avenir du corégone de l'Atlantique de ces lacs et, par extension, de l'espèce et de son potentiel de rétablissement (MPO, 2004).

L'acidification, l'un des divers stress en cause dans le déclin du corégone de l'Atlantique (Edge et Gilhen, 2001), constitue un facteur important à considérer dans la détermination de la faisabilité du rétablissement et des objectifs qui lui sont rattachés (MPO, à paraître). La rivière Tuskent est très acide (pH d'environ 4,5 à 5,2) et son affluent, la rivière Annis, à peine moins (pH d'environ 5,0 à 6,0) (Edge et Gilhen, 2001). En général, le pH des rivières baisse durant l'hiver, lorsque le débit est élevé, et augmente en été, lorsque le débit diminue. Par exemple, le pH moyen des échantillons prélevés dans la rivière Tuskent de 1965 à 1974 se situait sous 4,6 de décembre à mars, augmentait ensuite pour atteindre près de 5,0 en septembre, puis rebaisait jusqu'à environ 4,5 en décembre. L'acidification de la Petite Rivière a été moins marquée mais, à certains

endroits, le pH de l'eau était inférieur à 5, soit toute l'année soit de façon saisonnière (en automne ou en hiver) (Edge et Gilhen, 2001). Les effets de l'acidité sur les facteurs qui régissent les populations sont encore inconnus, mais font actuellement l'objet de recherches (MPO, à paraître). Les poissons semblent frayer en décembre et janvier, alors que le pH est au plus faible; les œufs et les larves pourraient être particulièrement vulnérables au déclin saisonnier ou épisodique du pH. On prévoit terminer les essais de tolérance au pH en mars 2006. Leurs résultats serviront à évaluer les besoins en matière d'habitat et la probabilité de succès de la réintroduction de l'espèce dans les rivières de Tuskent-Annis, ainsi qu'à repérer d'autres sites propices à l'empeusement.

7.6 PRÉVISIONS DE RÉTABLISSMENT

D.S. Jeffries, J. Franklyn, D.C.L. Lam, D.K. McNicol, M.D. Moran, F. Norouziyan, R.C. Weeber et I. Wong

7.6.1 Données et modélisation

On a modélisé les réactions chimiques et biologiques en fonction de scénarios de réduction des dépôts acides en utilisant les ensembles provinciaux de données sur la composition chimique des lacs, compilés en vue de l'évaluation de l'« état actuel », présentée au chapitre 6 (voir la section 6.3.1). Comme on ne disposait de scénarios de dépôts que pour l'Ontario et les provinces plus à l'est (voir la section 7.6.2 ci-dessous), la modélisation prédictive s'est limitée à cette partie du pays. Les données sur la chimie des lacs se limitaient à la moyenne annuelle la plus récente après 1997. De plus, seules les données chimiques pour lesquelles les charges étaient équilibrées (avec une marge de $\pm 15\%$) ont été incluses dans la modélisation. La figure 7.19 indique la localisation de lacs étudiés.

Comme lors de l'évaluation de 1997, nous avons utilisé le modèle d'évaluation intégrée (MEI; Lam et al., 1998) pour prévoir les réactions chimiques et biologiques compte tenu de différents scénarios de réduction des émissions de SO₂. Le MEI n'est pas un modèle unique, mais plutôt un ensemble de sous-modèles ou d'estimation de relations de cause à effet. Dans le présent chapitre, on a utilisé trois composantes du MEI: une relation source atmosphérique-récepteur reliée à un système expert de modèles hydrochimiques, lui-même relié à des modèles de réaction du biote (voir les modèles biologiques à la section 7.6.3.2). Plusieurs composantes du MEI ayant servi à l'évaluation de 1997 ont été mises à jour et améliorées.

La relation source atmosphérique-récepteur (RSR) a servi à prévoir l'abondance des dépôts humides de SO₄²⁻ reçus par tous

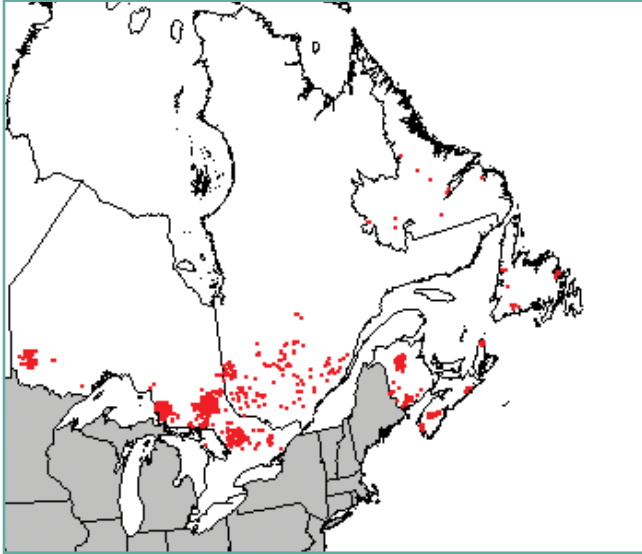


Figure 7.19. Situation géographique des lacs pour lesquels on possède assez de données pour modéliser la chimie de l'eau. Les données choisies constituent un sous-ensemble des données rassemblées pour l'évaluation de l'« état actuel » (voir le chapitre 6, section 6.3.1), pour lesquelles les charges s'équilibraient ($\pm 15\%$; y compris les anions organiques).

les lacs, dépôts corrigés pour tenir compte du sel marin. Pour y arriver, on a entré des données d'émissions de SO_2 provenant de 40 régions sources d'Amérique du Nord et des informations météorologiques datant de 1980 ou de 1985 dans le modèle source-récepteur à l'échelle continentale d'Olson et al. (1983). La relation source unique-récepteur du MEI est donnée par la combinaison optimale des matrices source-récepteur annuelles des deux années météorologiques. La relation source-récepteur livre une estimation des dépôts humides de SO_4^{2-} , mais les modèles hydrochimiques requièrent l'évaluation des dépôts totaux (humides et secs) de SO_4^{2-} . On a calculé les dépôts totaux en ajoutant à la composante humide une valeur estimée du dépôt sec (quantifiée au chapitre 3). On a supposé dans l'évaluation de 1997 que la composante sèche constituait 15% du dépôt total dans la plupart des régions. Le chapitre 3 de la présente évaluation indique toutefois que la composante sèche est en réalité plus importante, parfois même le double.

La valeur estimée des dépôts totaux de SO_4^{2-} a été enregistrée dans le système expert des modèles hydrochimiques du MEI pour prévoir le pH des lacs. Le système expert utilise un ou plusieurs des quatre modèles des conditions à l'équilibre pour calculer le potentiel de neutralisation des acides des lacs (la CNA, soit la différence entre les anions acides, y compris les anions organiques, et les cations basiques). Ensuite, on estime le pH du lac à partir du rapport donné entre le pH et l'alcalinité (modifiée d'après Small et Sutton, 1986). Le choix automatisé des modèles de prévision de la CNA est fondé sur une série de règles qui utilisent comme critères de sélection les degrés

d'alcalinité et de COD mesurés dans les échantillons. Ces règles ont été établies sur la connaissance qu'on avait de l'applicabilité des divers modèles aux différents types de chimie des lacs et sur des essais visant à optimiser la précision des prévisions, d'où le terme « système expert ». Le débit de l'eau (ruissellement), requis par le modèle pour chaque lac, a été interpolé à partir de la version numérique d'une carte nationale du ruissellement (voir la carte insérée dans la carte nationale de l'écoulement fluvial à l'adresse suivante: <http://atlas.gc.ca/site/francais/maps/archives/5thedition/environment/water/mcr4178>). Le MEI utilise des modèles hydrochimiques à l'équilibre parce qu'ils exigent moins de données que les modèles qui analysent les conditions en fonction du temps et parce que leurs prévisions ont un cadre de référence commun, c'est-à-dire l'étalonnage à un taux donné de dépôts de SO_4^{2-} . Des chercheurs ont évalué la propagation d'erreurs à l'intérieur de sous-modèles du MEI et ont déterminé l'erreur globale (voir Lam et al., 1992, 1998 pour de plus amples renseignements). Lam et al. (1992) ont montré que le système expert simule les répartitions de l'alcalinité et du pH observées avec une erreur relative globale du pH moyen de 20 à 30%.

La modélisation n'a pas tenu compte des effets des dépôts d'azote ni de la diminution des dépôts de cations basiques. Actuellement, l'acidification de l'eau par l'azote est de faible importance à l'échelle régionale (voir chapitre 6). La baisse des dépôts de cations basiques pourrait toutefois avoir une plus grande importance dans la région que l'azote, puisqu'on a noté des tendances à la baisse (voir chapitre 3). Néanmoins, à défaut de moyens de prévoir les taux futurs, on a maintenu les dépôts de cations basiques à un taux constant durant toutes les simulations de scénarios.

Les modèles dépendant du temps confèrent aux prévisions une dimension temporelle qu'on ne trouve pas dans les prévisions à l'équilibre du MEI. Toutefois, comme ces modèles exigent beaucoup de données, on ne peut les appliquer à la plupart des lacs modélisés par le MEI. Néanmoins, le modèle MAGIC (modèle d'acidification des eaux souterraines dans les bassins de drainage; Cosby *et al.*, 1985, 2001) a été appliqué à certains réseaux de lacs et de rivières du sud-est du Canada. Les conclusions de ces études sont résumées ci-dessous (voir la section 7.6.4).

7.6.2 Définition des scénarios de dépôts

Pour la modélisation, on a envisagé quatre scénarios de limitation des émissions. Ces scénarios correspondent à une situation « de référence » et aux années 2010, 2020 et 2060. En gros, le premier scénario d'émissions, le scénario de référence, correspond à une période récente pour laquelle on disposait de données à la fois sur les dépôts (de 1994 à 1997) et sur les

conditions aquatiques (à partir de 1997). Les deuxième et troisième scénarios sont basés sur une estimation réaliste des quantités d'émissions en 2010 et en 2020, compte tenu des mesures de limitation existantes et prévues au Canada et aux États-Unis (É.U.). Le dernier scénario est hypothétique, situé de façon arbitraire en 2060 pour lequel on présume que de nouvelles réductions d'émissions s'ajouteront à celles prévues au cours des 15 prochaines années. Dans le reste du chapitre, ces quatre scénarios de dépôts seront appelés respectivement « scénario de référence », « s2010 », « s2020 » et « s2060 ». Les détails concernant les hypothèses et la répartition régionale des émissions selon chaque scénario se trouvent ci-dessous. Enfin, nous comparons les effets des quantités d'émissions de ces scénarios sur les écosystèmes aquatiques aux conditions d'origine estimées par le MEI, en utilisant les dépôts naturels de SO_4^{2-} comme données d'entrée.

Pour modéliser la chimie de l'eau à l'équilibre selon chaque scénario, il faut fournir au MEI la valeur totale des dépôts de SO_4^{2-} que reçoit chaque lac. En général, on obtient cette valeur par interpolation spatiale (krigeage) du champ de dépôts (carte) défini par les 15 sites récepteurs de dépôts du MEI. Les dépôts de ces 15 sites ont été déterminés par l'une ou l'autre de trois méthodes, selon le scénario. Pour le scénario de référence, les valeurs estimées des dépôts humides et secs de SO_4^{2-} des 15 sites, disponibles pour la période de 1994 à 1997, ont servi à calculer directement les valeurs des dépôts à entrer dans le MEI. À partir des émissions du s2020, nous avons pu obtenir des prévisions de dépôts humides et secs grâce au modèle MDAO (Modèle des dépôts acides et de polluants oxydants; Venkatram et al., 1988; Fung et al., 1991). Ces estimations étant considérées comme les meilleures disponibles, elles ont servi à calculer les valeurs de dépôts dans les lacs pour le s2020.

En l'absence de prévisions de dépôts générées par MDAO pour les scénarios s2010 et s2060, on a utilisé la composante RSR du MEI. Afin d'améliorer la précision de l'estimation de la RSR, on a employé cette dernière pour estimer les dépôts du scénario de référence et du s2020, de façon à pouvoir comparer les résultats aux valeurs respectivement mesurées et prévues par MDAO. Si on observait des différences, on ajustait les valeurs estimées de la RSR du s2010 et du s2060 afin que ces dernières représentent mieux la variabilité géographique présente dans les données plus fiables, soit les dépôts mesurés pour le scénario de référence et les dépôts prévus par MDAO pour le s2020.

Le tableau 7.4 indique les quantités d'émissions de SO_2 et de NO_x estimées ou prévues pour ces quatre scénarios et pour différentes parties du Canada et des É.U. Les résumés ci-

dessous présentent de plus amples renseignements sur chaque scénario.

Scénario 1 (scénario de référence)

Ce scénario est basé sur les quantités d'émissions de SO_2 et de NO_x déclarées par chaque province dans l'Inventaire canadien des émissions des principaux contaminants atmosphériques de 1995 et par chaque état dans le U.S. National CAC Inventory de 1996. En ce qui a trait aux effets de la législation sur la limitation des émissions, ces inventaires décrivent les effets des réductions de SO_2 au Canada par suite du Programme de lutte contre les pluies acides dans l'est du Canada (1985) et des réductions de SO_2 et de NO_x aux É.U. en 1996 par suite de différentes dispositions des *Clean Air Act Amendments* (CAAA) de 1990. À l'échelle de l'Amérique du Nord, ce scénario prévoit des émissions de SO_2 inférieures de 31% par rapport aux quantités de SO_2 mesurées en 1980, mais des émissions de NO_x supérieures de 5% par rapport aux quantités émises en 1985 (voir le tableau 7.4; Moran et Makar, 2001; U.S. EPA, 2001).

Scénario 2 (s2010)

Ce scénario réaliste comprend à la fois les augmentations des émissions prévues en fonction de la croissance démographique et économique déjà survenue ou prévue de 1995-1996 à 2010 au Canada et aux É.U. et les réductions des émissions au Canada et aux É.U. espérées par suite de la mise en œuvre des mesures législatives sur la limitation des émissions actuelles et prévues. La législation canadienne prise en compte dans ce scénario comprend: a) le nouveau règlement canadien sur les normes d'émissions et de carburant pour les véhicules légers et lourds, récemment adopté en application de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) (LCPE) et b) la Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000. La législation américaine prise en compte dans ce scénario comprend: a) la mise en œuvre intégrale de la CAAA (1990), y compris les dispositions du Titre IV concernant les unités électrogènes, b) les réductions de NO_x imposées par le *State Implementation Plan* (SIP) Call, c) les nouvelles normes d'émissions et de carburant des véhicules légers et lourds adoptées récemment en application de la *Clean Air Act* des É.U., d) le programme proposé pour les moteurs et le carburant diesel hors route (la *Non-road Rule*) et e) les quantités d'émissions de 2010 de l'initiative *Clear Skies*, proposées en 2003. Par rapport au scénario de référence, les émissions de SO_2 et de NO_x en Amérique du Nord sont réduites de 33% selon ce scénario. Pour de plus amples renseignements sur les différents programmes de contrôle, voir le chapitre 4, section 4.5.2.1.1.S6. Le document du Comité Canada-États-Unis sur la qualité de l'air (2004) donne des détails sur la façon dont ont été obtenues les prévisions des quantités d'émissions qu'on trouve au tableau 7.4.

Tableau 7.4. Émissions annuelles de SO₂ et de NO_x dans les provinces et États d'Amérique du Nord, déclarées pour 1995-1996 et estimées pour 2010, 2020 et 2060 (voir les scénarios décrits dans le texte). On utilise les abréviations postales usuelles.

Régions	Description	Émissions de SO ₂ (ktonnes)				Émissions de NO _x (ktonnes)			
		1995/96	2010	2020	2060	1995/96	2010	2020	2060
NMN 10	nord du Manitoba	360	438	437	328	10	12	12	9
SMN 11	sud du Manitoba	5	3	3	2	86	55	41	31
NOW 12	nord-ouest de l'Ontario	5	3	3	2	10	9	8	6
NEO 13	nord-est de l'Ontario	25	15	15	11	13	12	10	8
SUD 14	région de Sudbury	262	215	168	126	20	19	17	13
SWO 15	sud-ouest de l'Ontario	282	190	175	131	608	403	344	258
SEO 16	sud-est de l'Ontario	50	34	31	23	107	71	61	46
SLV 17	vallée du saint-Laurent (QC)	153	111	113	85	360	243	236	177
NQU 18	nord du Québec	174	99	101	76	13	17	17	13
GBY 19	Gaspésie et Côte-Nord (QU)	46	3	3	2	21	14	13	9
NBK 20	Nouveau-Brunswick	114	81	48	36	73	68	65	49
NSP 21	Nouvelle-Écosse et Î.-P.-É.	169	98	22	17	93	85	77	58
NFL 22	Terre-Neuve et Labrador	65	49	50	37	50	51	48	36
ASK 23	Alberta et Saskatchewan	740	703	713	535	953	1 061	1 091	818
BCA 24	C.-B. et Yukon	184	195	209	157	346	287	275	207
OHO 50	Ohio	1 777	729	608	456	1 155	527	398	299
ILL 51	Illinois	956	492	487	365	982	612	481	361
PEN 52	Pennsylvanie	1 161	438	343	258	964	598	451	338
IND 53	Indiana	1 001	498	461	346	768	379	272	204
KEN 54	Kentucky	691	386	268	201	668	320	248	186
MCH 55	Michigan	508	497	458	344	784	557	461	346
TEN 56	Tennessee	675	406	250	188	720	411	300	225
MSU 57	Missouri	479	373	370	278	478	261	187	140
WVR 58	Virginie occidentale	701	330	279	209	465	192	162	121
NYK 59	New York	558	373	339	254	670	411	279	209
ALA 60	Alabama	698	489	426	320	591	377	289	217
WIO 61	Wisconsin et Iowa	560	547	524	393	742	531	390	292
MIN 62	Minnesota	133	118	125	94	417	297	209	157
VNC 63	Virginie et Caroline du Nord	824	666	508	381	1 176	725	538	403
FLD 64	Floride	741	320	306	230	936	564	380	285
GSC 65	Georgie et Caroline du Sud	783	737	330	247	1 005	640	452	339
MDJ 66	Maryland, Delaware, NJ	582	280	226	170	812	459	347	261
ALM 67	Arkansas, Louisiane, MS	720	665	572	429	1 312	1 084	902	676
MCR 68	Massachusetts, CT, RI	240	107	100	75	473	281	187	140
MAN 69	Maine	40	33	34	26	82	56	40	30
VNH 70	Vermont et New Hampshire	152	108	110	82	127	77	54	40
WNE 71	ND, SD, NE, MT, WY	600	453	460	345	869	624	496	372
WSE 72	KS, OK, TX, CO, NM	1 504	1 137	1 060	795	3 377	2 527	2 070	1 552
WNW 73	Washington, Orégon, ID	203	138	145	109	665	499	362	272
WSW 74	CA, Nevada, Utah, Arizona	426	326	347	261	2 103	1 476	1 211	908
Est du Canada	(plus Manitoba)	1 710	1 339	1 169	877	1 466	1 058	949	712
Est des É.-U.	(plus MN, IA, MO, AR, LA)	13 979	8 592	7 126	5 344	15 328	9 360	7 025	5 269
	Total Canada	2 634	2 237	2 091	1 568	2 764	2 406	2 316	1 737
	Total É.-U.	16 712	10 646	9 138	6 854	22 342	14 486	11 165	8 374
	Total Amérique du Nord	19 346	12 883	11 229	8 422	25 106	16 892	13 481	10 111

Scénario 3 (s2020)

Ce scénario réaliste correspond au scénario « NOX3P » du modèle MDAO mentionné au chapitre 4, section 4.5.2.1.1.S6. On y trouve les mêmes hypothèses que dans le s2010, sauf que: a) la croissance démographique et économique est prolongée jusqu'en 2020; b) les effets de la législation sur l'assainissement des véhicules et du carburant dans les deux pays sont plus considérables que dans le scénario 2 (en raison du renouvellement du parc de véhicules et de l'avènement de véhicules plus propres) et c) les effets de l'initiative *Clear Skies* (2003) des É.U. sont accrus (en raison des plafonds imposés plus sévères qui entrent en vigueur en 2018). Selon ce scénario, les émissions de SO₂ en Amérique du Nord sont réduites de 42% et les émissions de NO_x de 46% par rapport au scénario de référence. Pour de plus amples renseignements sur ce scénario, voir le chapitre 4, section 4.5.2.1.1.S6, et le document du Comité Canada-États-Unis sur la qualité de l'air (2004).

Scénario 4 (s2060)

Ce scénario hypothétique de réduction est basé directement sur le s2020, à partir duquel on ajuste par un facteur de 0,75, soit une réduction de 25%, les émissions de SO₂ et de NO_x. Selon ce scénario, les émissions de SO₂ en Amérique du Nord sont réduites de 56% et les émissions de NO_x de 60% par rapport au scénario de référence.

Dans l'ensemble, les quatre scénarios représentent respectivement des réductions des émissions de SO₂ de 31%, 54%, 60% et 70% en Amérique du Nord par rapport à 1980. Les différences dans les quantités d'émissions de s2010, s2020 et s2060 sont relativement faibles par rapport aux différences relevées entre le scénario de référence et le s2010. Enfin, comme point de référence, on a défini un scénario sans émissions anthropiques, fondé sur les émissions et les dépôts naturels; les valeurs « d'origine » estimées du pH et de la CNA sont appelées respectivement pH₀ et CNA₀.

7.6.3 Prévisions à l'équilibre

7.6.3.1 Chimie de l'eau

Les figures 7.20 à 7.24 montrent la répartition des fréquences cumulatives de la CNA et du pH prévues selon les quatre scénarios d'émissions et les conditions d'origine estimées (la répartition de la CNA₀ et du pH₀) dans chaque province. À noter qu'il s'agit de prévisions à l'équilibre. Les données disponibles pour la modélisation sont le reflet a) de décisions prises lors de la compilation de la base de données sur la situation actuelle (la limitation aux données de 1997 et des années suivantes) et b) de la réduction générale de la

surveillance, surtout attribuable à des coupes dans le financement. Les lacs qui restent après l'amputation des programmes de surveillance sont, comme on peut s'y attendre, les plus sensibles aux dépôts acides. Ces facteurs ont grandement réduit le nombre de lacs « modélisables » par rapport à l'évaluation de 1997. Dans le sud de la NÉ, par exemple, cette évaluation portait sur 211 lacs, mais l'ensemble de données actuel sur la NÉ ne porte plus que sur 60 lacs et comporte de nombreuses lacunes géographiques. Ce n'est qu'en Ontario que le nombre de lacs à modéliser n'a pas beaucoup changé, bien que les données soient très groupées et qu'il demeure d'importantes lacunes géographiques. Les répercussions de la réduction des données disponibles pour l'évaluation ont fait l'objet de la section 6.3.1.3 du chapitre 6.

À TN, les quatre scénarios et même les répartitions originales prévues sont pratiquement superposés, à la fois pour la CNA (section supérieure de la figure 7.20) et le pH (section inférieure). Cet état de choses n'a rien d'étonnant, puisque TN est située à la limite des dépôts, là où la réduction des émissions enregistrée principalement dans la partie centrale du continent entraîne le moins de changements absolus des dépôts. Le plus grand écart touche la répartition de la plage de valeurs de pH de 5 à 6, les valeurs augmentant pour chaque hausse de réduction des émissions. Les réductions des émissions prévues ou hypothétiques n'auront que peu d'effets sur la chimie des lacs de TN. On remarquera qu'une grande partie des lacs acides à l'origine (CNA₀ prédite < 0 µéq/L à l'équilibre) de TN (et de NÉ, voir ci-dessous) le sont en raison de la combinaison de concentrations extrêmement faibles de cations basiques et de concentrations importantes d'anions organiques. Sans moyen d'évaluer les concentrations passées de COD, nous avons dû employer les concentrations actuelles dans la modélisation.

En NÉ comme à TN, on n'observe que des différences minimes entre les quatre scénarios en ce qui concerne la répartition de la CNA et du pH, même si tous les scénarios affichent des valeurs de CNA et de pH inférieures aux valeurs initiales (figure 7.21). La courbe présentant la répartition du pH dans la plage de valeurs de pH de 5 à 6 fléchit beaucoup, ce qui est typique des courbes de titrage d'eaux très mal tamponnées. Le MEI prévoit que les réductions des dépôts feront augmenter faiblement la CNA et de très faibles hausses du pH par rapport au scénario de référence (milieu des années 1990).

Au NB, on constate un clivage important entre le scénario de référence et les trois autres scénarios, et une divergence encore plus importante entre tous ces scénarios et la répartition

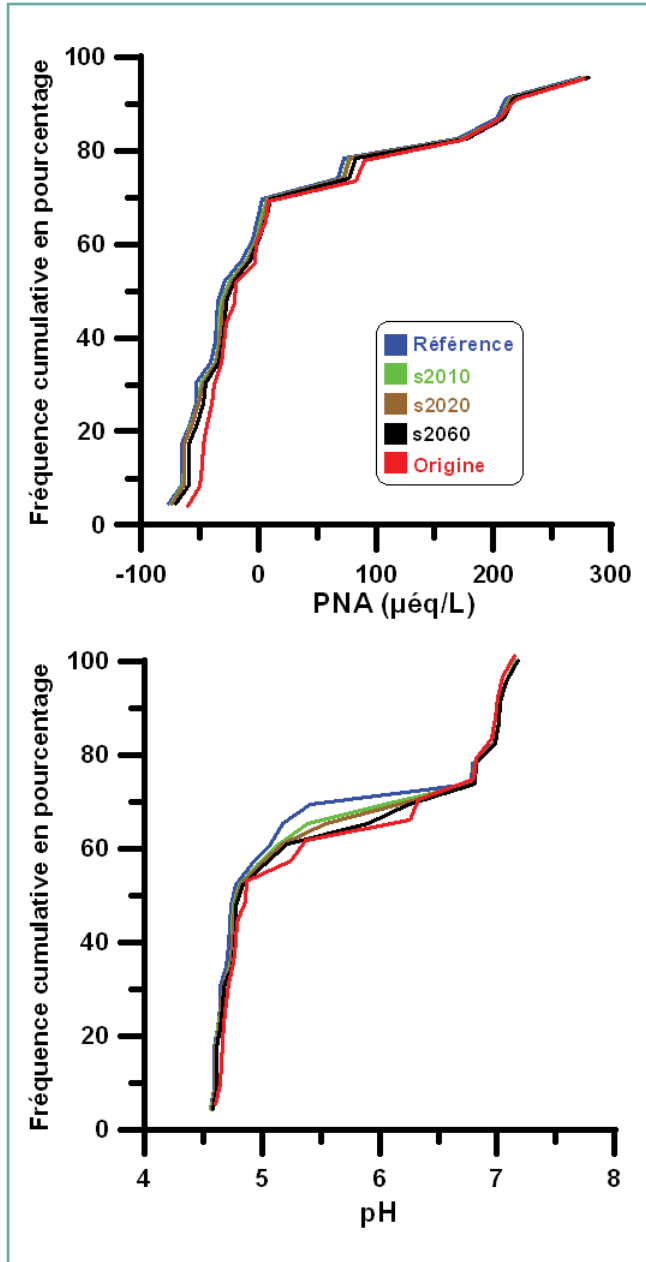


Figure 7.20. Répartition des fréquences cumulatives de la CNA ($\mu\text{éq/L}$) et du pH à l'équilibre prévues par le MEI de 23 lacs modélisés de TN Le graphique indique la répartition selon les quatre scénarios de dépôts décrits à la section 7.6.2, en plus de la valeur estimée de la répartition antérieure à l'acidification (d'origine).

d'origine estimée (figure 7.22). L'étendue des répartitions traduit la sensibilité beaucoup moins grande de l'ensemble de données de modélisation du NB, comparativement à ceux de TN et de la NÉ Dans le cas du NB, il faut ne tenir aucun compte de la répartition des pH inférieurs à 5. En effet, 4% des données de modélisation du NB affichent des valeurs de pH

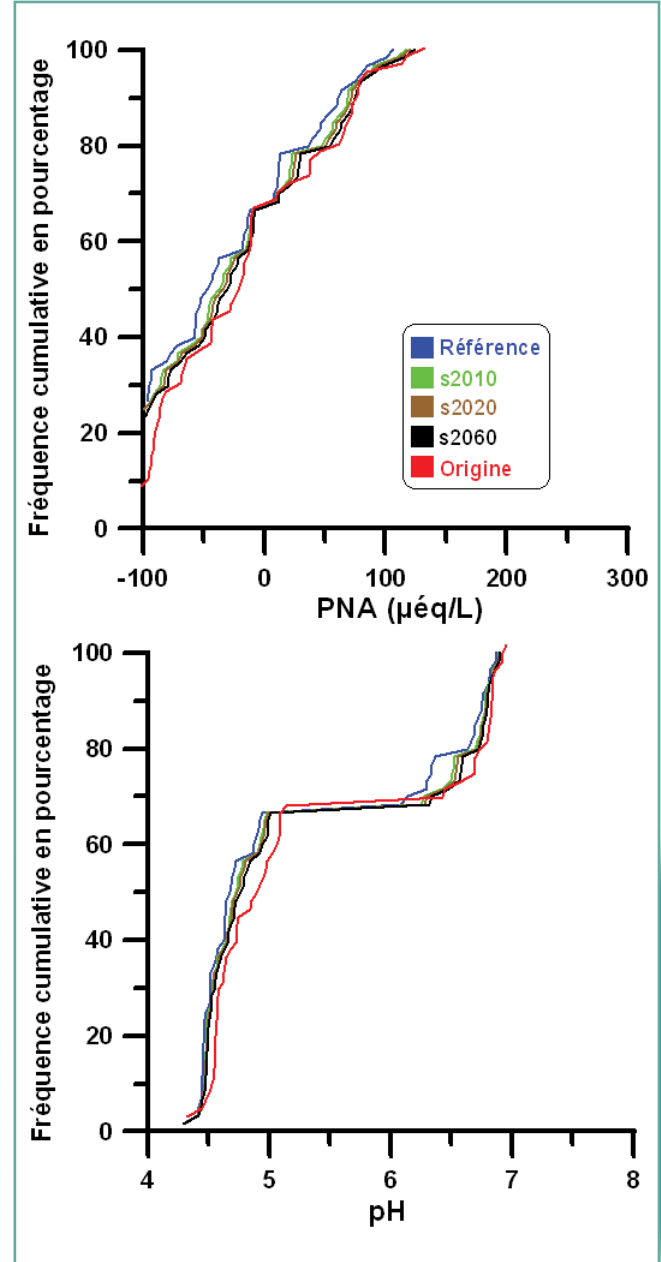


Figure 7.21. Répartition des fréquences cumulatives de la CNA ($\mu\text{éq/L}$) et du pH à l'état d'équilibre prévues par le MEI de 60 lacs modélisés de la NÉ Le graphique indique la répartition selon les quatre scénarios de dépôts décrits à la section 7.6.2, en plus de la valeur estimée de la répartition antérieure à l'acidification (d'origine).

essentiellement identiques (de 4,92 à 4,95), ce qui pose problème lorsqu'on veut établir la relation pH-alcalinité qui englobe toute la plage d'observation. Cela crée de la discontinuité prononcée dans la répartition du pH à environ 4,8. Les scénarios de réduction éventuelle des dépôts (s2010, s2020 et s2060) indiquent que les lacs se rétabliront selon des

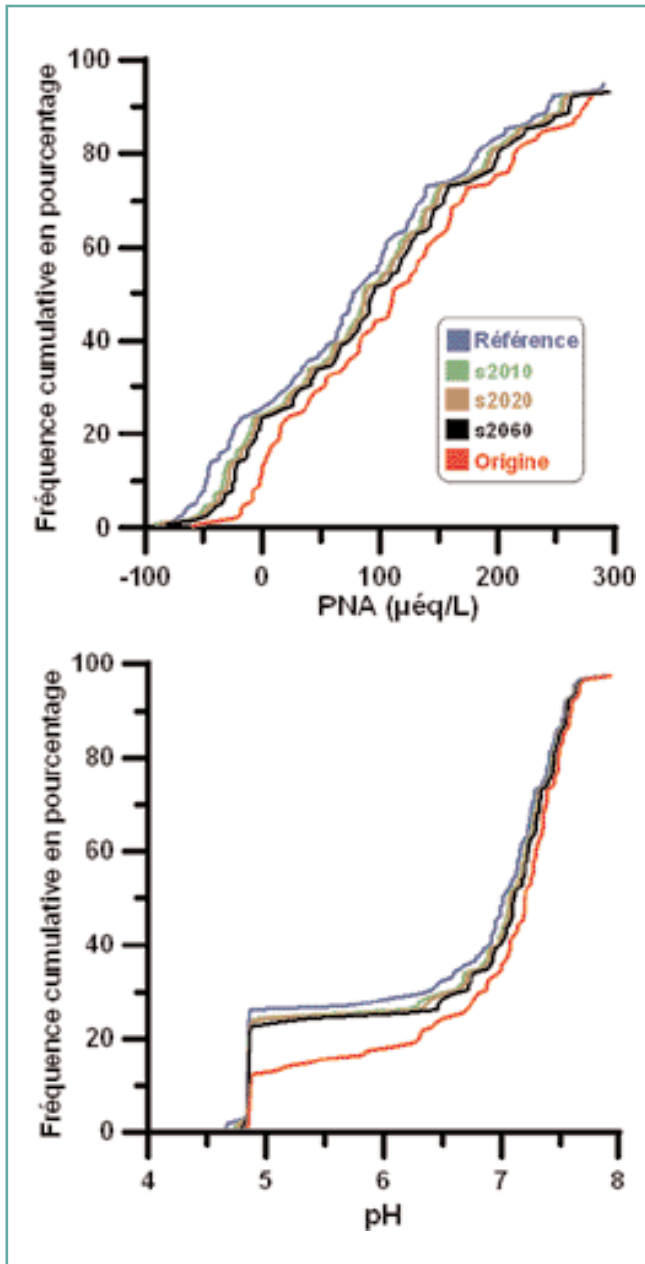


Figure 7.22. Répartition des fréquences cumulatives de la CNA ($\mu\text{éq/L}$) et du pH à l'équilibre prévues par le MEI de 115 lacs modélisés du NB. Le graphique indique la répartition selon les quatre scénarios de dépôts décrits à la section 7.6.2, en plus de la valeur estimée de la répartition antérieure à l'acidification (d'origine). Il faut faire abstraction de la discontinuité dans la répartition du pH (voir le texte).

degrés divers par rapport au scénario de référence, les différences entre les divers degrés étant toutefois faibles.

Au Québec, les répartitions reflètent un ensemble de données lacs légèrement plus sensibles que ceux du NB, mais moins sensibles (des CNA généralement plus élevées) que ceux de TN ou de la NÉ (figure 7.23). Les répartitions du scénario de

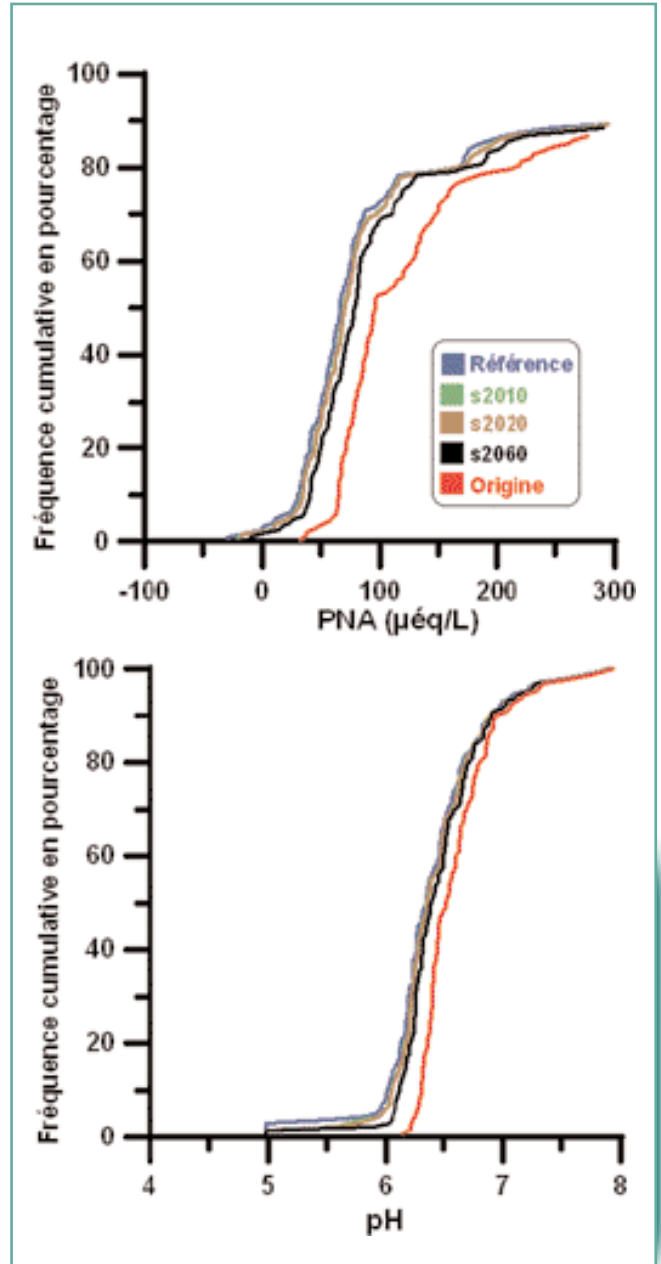


Figure 7.23: Répartition des fréquences cumulatives de la CNA ($\mu\text{éq/L}$) et du pH à l'équilibre prévues par le MEI de 130 lacs modélisés du Québec. Le graphique indique la répartition selon les quatre scénarios de dépôts décrits à la section 7.6.2, en plus de la valeur estimée de la répartition antérieure à l'acidification (d'origine).

référence, du s2010 et du s2020 se superposent pratiquement, tandis que le s2060 indique clairement qu'il y a présence de rétablissement (augmentation des valeurs de la CNA et du pH). Toutefois, aucun des scénarios de dépôts n'aboutit à des répartitions proches des répartitions estimées de la CNA et du pH d'origine. Au Québec, la réduction des programmes de surveillance a conduit à retirer des lacs de la rive nord du Saint-

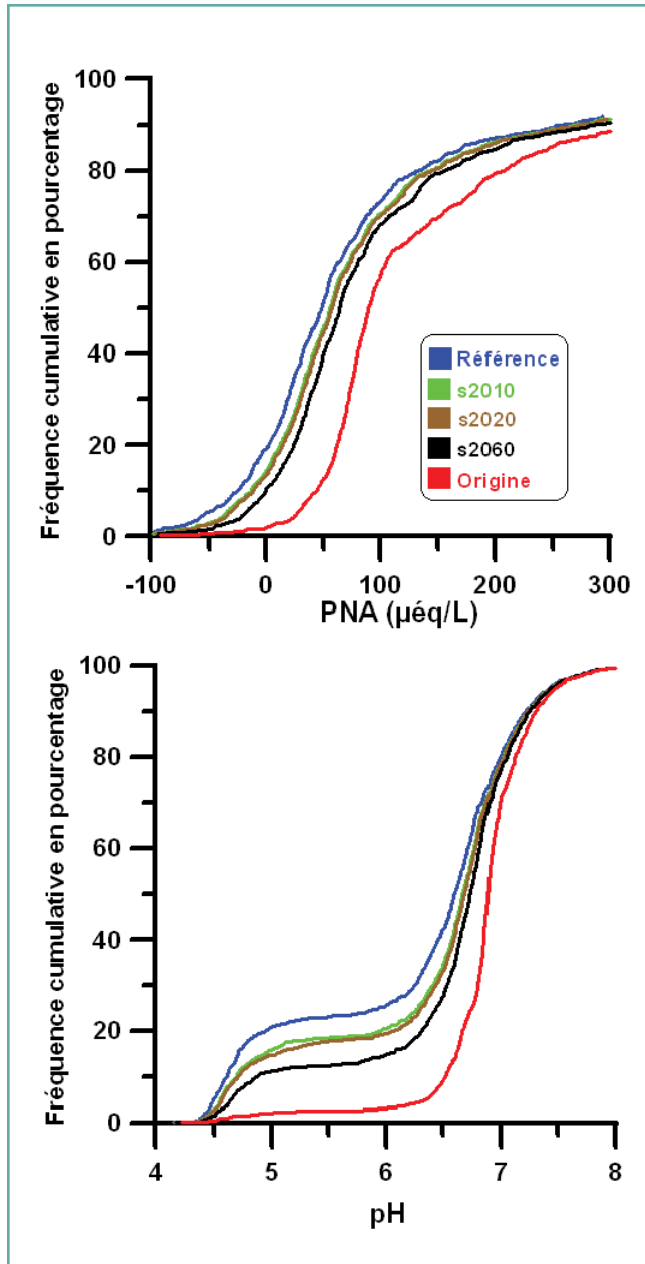


Figure 7.24. Répartition des fréquences cumulatives de la CNA ($\mu\text{éq/L}$) et du pH à l'équilibre prévues par le MEI de 23 lacs modélisés de TN Le graphique indique la répartition selon les quatre scénarios de dépôts décrits à la section 7.6.2, en plus de la valeur estimée de la répartition antérieure à l'acidification (d'origine).

Laurent. Cette région comprend certains des lacs les plus sensibles et les plus acides du Québec, qui ne sont malheureusement plus représentés dans l'ensemble de données de modélisation.

L'ensemble de données de l'Ontario est de loin le plus vaste de tous. Il représente une plage de degrés de sensibilité

comparable à celle du Québec, mais comprend aussi beaucoup plus de lacs acides. Sauf pour les scénarios s2010 et s2020, il existe un clivage distinct entre les réactions de la CNA et du pH aux différents taux de réduction des dépôts et une différence marquée par rapport à la situation d'origine estimée (figure 7.24). La réduction des dépôts assurera certainement le rétablissement des lacs de l'Ontario, bien que la plage soit assez étroite selon les scénarios envisagés ici.

L'ensemble de données de modélisation de l'Ontario est suffisamment vaste pour être séparé en composantes afin d'évaluer la variabilité spatiale des prévisions sur l'évolution de la chimie des lacs. Comme l'indique la figure 7.19, les lacs modélisés de l'Ontario sont groupés, ce qui a permis de définir trois sous-ensembles de lacs dans cette province: 1) 239 lacs situés dans le bassin hydrographique secondaire 2B, qui correspond en gros à la région d'Algoma, au centre de l'Ontario; 2) 250 lacs situés dans le bassin hydrographique secondaire 2D (équivalent approximatif de la région de Sudbury); 3) 201 lacs situés dans le bassin hydrographique secondaire 2E (équivalent approximatif de la région de Muskoka, dans le centre-sud de l'Ontario) (voir aussi la figure 7.26). Les répartitions des fréquences cumulatives pour ces sous-ensembles de l'Ontario sont indiquées à la figure 7.25.

Les trois régions de l'Ontario montrent des répartitions de la CNA et du pH « d'origine » qui sont assez semblables pour les lacs modélisés; très peu étaient acides ($\text{CNA}_0 < 0 \mu\text{éq/L}$) ou avaient un pH_0 inférieur à 6 (les quelques lacs acides sont presque tous situés dans la région d'Algoma [2B]). Ces sous-ensembles ne suivent pas une distribution normale; ils sont clairement multimodales. Dans tous les cas, la répartition suivant les différents scénarios s'oriente clairement vers la baisse des valeurs de la CNA et du pH. Le clivage entre les répartitions de la CNA des divers scénarios est un peu plus prononcé pour Muskoka (2E) que pour Sudbury (2D) ou Algoma (2B). Les deux scénarios représentant les quantités de dépôts les plus réalistes pour l'avenir (s2010 et s2020) donnent des répartitions de la CNA presque identiques, ce qui n'est guère surprenant considérant le peu de différence entre leurs taux d'émissions de SO_2 (voir le tableau 7.4). En ce qui a trait à la répartition du pH, le clivage entre les divers scénarios est plus grand que celui de la CNA. Des trois régions, c'est le sous-ensemble Muskoka (2E) qui montre de loin la meilleure amélioration du pH; le MEI prévoit notamment que les réductions supplémentaires des émissions prévues d'ici 2010 se traduiront par un rétablissement important du pH dans les lacs de Muskoka. La réaction prévue du pH des lacs d'Algoma (2B) aux scénarios de réduction est inférieure à celle de Muskoka, mais demeure importante. Des trois régions, le sous-ensemble Sudbury (2D) est celui qui réagit le moins bien aux

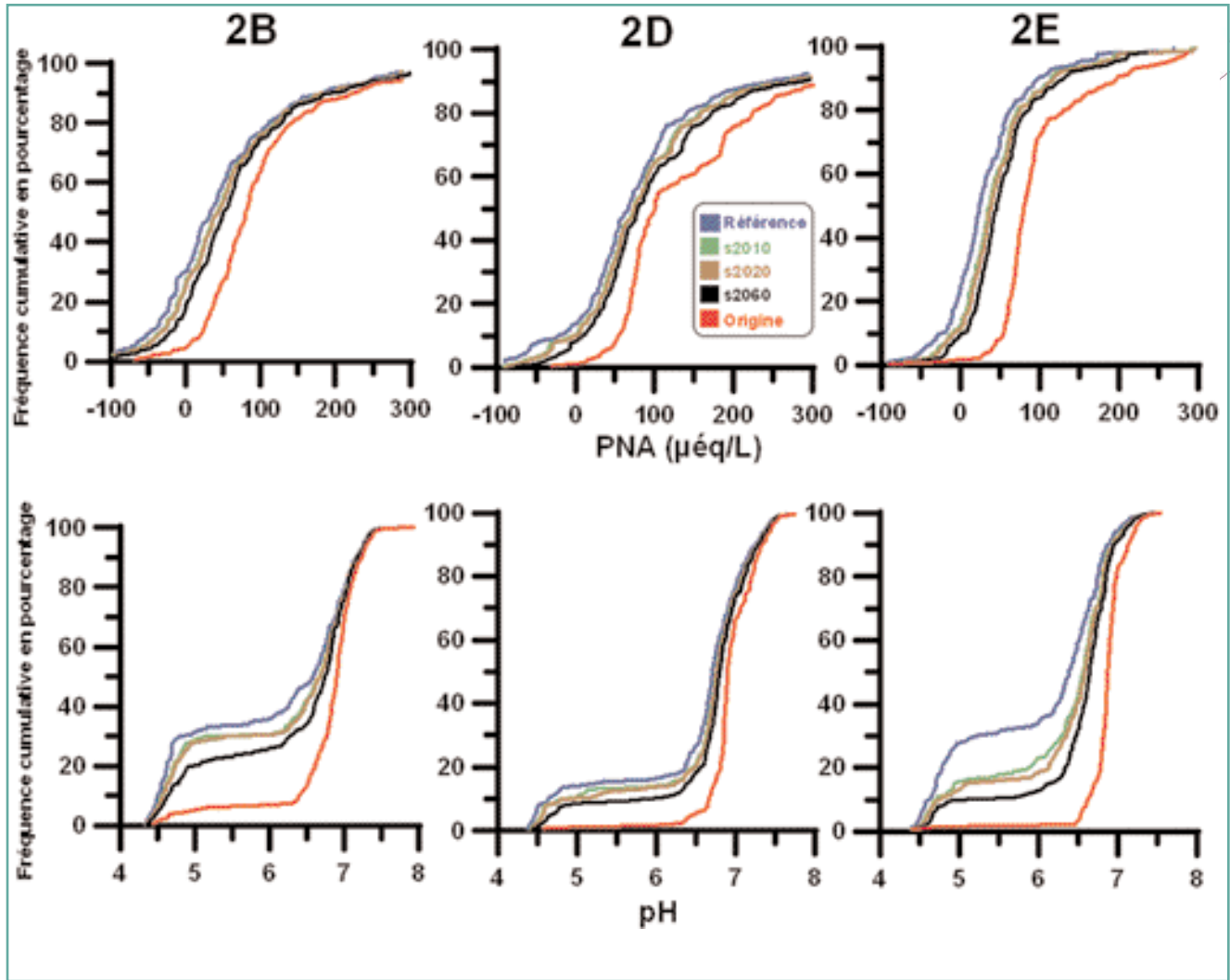


Figure 7.25. Répartition des fréquences cumulatives de la CNA ($\mu\text{eq/L}$) et du pH à l'équilibre prévues par le MEI des lacs modélisés des bassins hydrographiques secondaires 2B (Algoma, $n = 239$), 2D (Sudbury, $n = 250$) et 2E (Muskoka, $n = 201$), en Ontario. Le graphique indique la répartition selon les quatre scénarios de dépôts décrits à la section 7.6.2, en plus de la valeur estimée de la répartition antérieure à l'acidification (d'origine).

scénarios de réduction, sans doute parce qu'il possède le plus grand nombre de lacs dont le pH de référence (actuel) est supérieur à 6. Si cela semble étonnant, il ne faut pas oublier que la plupart des lacs du sous-ensemble 2D sont situés au nord-est de Sudbury, bien en dehors de la région où les fonderies créent un effet direct.

Un certain nombre de valeurs d'alcalinité et de pH ont été proposées comme seuils pour déterminer la charge critique d'acidité des écosystèmes aquatiques (voir le chapitre 8, section 8.3.2), notamment 0, 15 et 40 $\mu\text{eq/L}$ pour l'alcalinité et 5,0, 5,5 et 6,0 pour le pH. Ces seuils peuvent servir à déterminer le pourcentage de lacs endommagés par les dépôts acides (comme on l'a fait dans l'évaluation de 1997; Jeffries, 1997; Jeffries et al., 2000). Dans le chapitre de la présente évaluation

qui traite de la charge critique (chapitre 8), les auteurs ont retenu les valeurs de 40 $\mu\text{eq/L}$ pour la CNA et de 6,0 pour le pH, considérées comme les seuils chimiques les plus appropriés pour les écosystèmes aquatiques canadiens. Le tableau 7.5 indique dans quelle mesure les quatre scénarios d'émissions et de dépôts ont permis d'atteindre ces seuils et les autres seuils de valeurs chimiques pour les ensembles de données de modélisation.

De nombreux lacs des provinces de l'Atlantique sont naturellement acides en raison de très faibles concentrations de cations basiques combinées à l'acidité organique provenant du COD. La proportion de tels lacs dans les données de modélisation est évidente quand on observe le pourcentage estimé des lacs ayant une CNA d'origine ($\text{CNA}_0 > 0 \mu\text{eq/L}$;

Tableau 7.5. Pourcentage estimé des populations de lacs modélisés répondant aux critères de pH et de CNA selon les scénarios de dépôts décrits dans le texte. La mention « d'origine » s'applique aux valeurs pré-acidification estimées. Les valeurs placées entre parenthèses de TN, de la NÉ et du NB correspondent aux mêmes pourcentages, mais cette fois pour le sous-ensemble des lacs modélisés ayant une $CNA_o > 0$ $\mu\text{eq/L}$ (arrondi aux 5% les plus proches dans le cas de T.N. à cause du faible nombre de lacs dans ce sous-ensemble).

Province	Scénario de dépôts	Pourcentage des lacs modélisés					
		pH			CNA ($\mu\text{eq/L}$)		
		>5,0	>5,5	$\geq 6,0$	>0	>15	≥ 40
Terre-Neuve 23 lacs (11 $CNA_o > 0$)	origine	48 (100)	40 (85)	37 (80)	45	31 (65)	30 (65)
	référence	43 (90)	31 (65)	29 (65)	35 (75)	30 (65)	29 (60)
	2010	44 (95)	35 (75)	32 (70)	39 (85)	31 (65)	29 (60)
	2020	45 (95)	37 (80)	33 (70)	40 (85)	31 (65)	29 (65)
	2060	46 (100)	39 (85)	35 (75)	40 (90)	31 (65)	29 (65)
Nouvelle-Écosse 60 lacs (20 $CNA_o > 0$)	origine	44 (100)	33 (100)	32 (100)	33	32 (100)	27 (85)
	référence	33 (100)	33 (100)	32 (100)	32 (100)	21 (68)	18 (59)
	2010	33 (100)	33 (100)	32 (100)	33 (100)	29 (90)	20 (64)
	2020	34 (100)	33 (100)	32 (100)	33 (100)	29 (91)	21 (65)
	2060	35 (100)	33 (100)	32 (100)	33 (100)	29 (92)	21 (66)
Nouveau-Brunswick 115 lacs (105 $CNA_o > 0$)	origine	88 (94)	85 (93)	82 (90)	91	82 (90)	74 (81)
	référence	74 (81)	73 (80)	72 (79)	75 (82)	71 (78)	64 (71)
	2010	76 (83)	75 (82)	74 (82)	76 (83)	74 (81)	66 (73)
	2020	76 (83)	75 (83)	75 (82)	76 (84)	75 (82)	68 (75)
	2060	77 (85)	76 (83)	75 (82)	77 (84)	75 (82)	70 (77)
Québec 130 lacs	origine	100	100	100	100	100	99
	référence	97	96	93	98	95	81
	2010	99	98	94	98	96	83
	2020	99	98	94	98	96	84
	2060	99	98	97	99	98	92
Ontario 1041 lacs	origine	97	97	97	98	97	91
	référence	79	77	74	80	73	54
	2010	84	81	79	85	78	60
	2020	85	82	80	86	79	62
	2060	88	87	85	89	84	68

45%, 33% et 91% respectivement pour TN, la NÉ et le NB à l'opposé, presque tous les lacs modélisés du Québec et de l'Ontario possédaient une $CNA_o > 0$ $\mu\text{eq/L}$. C'est pourquoi, au tableau 7.5, on a mis en évidence le sous-ensemble des lacs modélisés de chacune des trois provinces de l'Atlantique ayant une $CNA_o > 0$ et recalculé les pourcentages uniquement pour ces sous-ensembles. Ces valeurs calculées séparément (entre parenthèses dans les lignes de TN, de la NÉ et du NB) indiquent les effets des différents scénarios sur les lacs qui, à l'origine, n'étaient pas acides.

À TN, le pourcentage de lacs non acides ($CNA > 0$ $\mu\text{eq/L}$) passe de 35% dans le scénario de référence à 40% dans le s2060 (de 75% à 90% si on considère le sous-ensemble non acide à

l'origine). Les pourcentages qui respectent le seuil de charge critique de la CNA employé dans le chapitre 8 (≥ 40 $\mu\text{eq/L}$) demeurent constants à 29% dans tous les scénarios et augmentent légèrement, passant de 60% à 65%, pour le sous-ensemble. La réaction du pH est un peu plus forte; le pourcentage des lacs modélisés qui atteignent le seuil de charge critique du pH ($\text{pH} \geq 6$) passe de 29% dans le scénario de référence à 35% dans le s2060 (de 65% à 75% pour le sous-ensemble initialement non acide). Ces valeurs montrent que les réductions des émissions créeront un effet positif, mais de faible ampleur, à TN

En NÉ, les lacs modélisés réagissent peu à la réduction des dépôts. Les changements de pourcentage les plus importants

se trouvent dans les catégories de CNA > 15 et ≥40. Dans cette dernière catégorie, par exemple, on observe une augmentation de 18%, selon le scénario de référence, à 21%, selon le s2060 (ou de 59% à 66% lorsqu'on considère le sous-ensemble non acide à l'origine; au départ, 85% du sous-ensemble avait une CNA ≥40). En NÉ, cette réaction minimale s'explique sans doute par la nature des données de modélisation. Par exemple, tous les lacs du sous-ensemble CNA₀ > 0 avaient un pH supérieur à 6, d'où l'absence complète de réaction du pH d'un scénario à l'autre par rapport aux seuils du pH du tableau 7.5. L'ensemble de données de la NÉ semble être bimodal, étant composé d'un grand nombre de lacs naturellement acidifiés, à faible pH, et de quelques lacs à pH élevé. En NÉ, les répartitions du pH et de la CNA modélisées par Clair et al. (2003) appuient cette conclusion. Il faudrait donc disposer d'un ensemble de données de modélisation plus vaste et plus approprié pour évaluer correctement les effets des scénarios de réduction des dépôts dans cette province.

La réaction des lacs du NB aux réductions appliquées dans les divers scénarios est un peu plus forte que celle observée à TN. Le pourcentage de lacs qui atteignent le seuil de charge critique de la CNA est passé de 64%, selon le scénario de référence, à 70%, selon le s2060 (de 71% à 77% pour le sous-ensemble dans lequel 81% des lacs dépassaient le seuil à l'origine). Il en est de même pour les valeurs du pH: 72% des lacs ont un pH ≥6 dans le scénario de référence, valeur qui passe à 75% dans le s2060 (de 79% à 82% pour le sous-ensemble où 90% des lacs dépassaient le seuil à l'origine).

Comme les données de modélisation du Québec et de l'Ontario ne renfermaient que quelques lacs naturellement acides, il n'a pas fallu définir de sous-ensemble ayant une CNA₀ > 0 µéq/L. Les lacs du Québec montrent que leur pH a remonté, qui les mène à une valeur presque identique à leur valeur d'origine; p. ex., on passe de 93% des lacs ayant un pH ≥6 dans le scénario de référence à 98% dans le s2060, tandis qu'à l'origine, 100% des lacs dépassaient ce seuil. De même, on observe que la CNA dans les lacs du Québec s'est améliorée, bien que la valeur du s2060 pour la catégorie ≥40 (92%) demeure inférieure à la valeur originale (99%). Il est clair que la réduction des dépôts entraînera une amélioration importante des lacs du Québec. Malheureusement, comme les lacs sensibles et peut-être naturellement acidifiés de la rive nord du Saint-Laurent ne font pas partie des données de modélisation, il est possible que le tableau présenté ici soit trop optimiste.

De par sa taille, l'ensemble de données de l'Ontario est sans doute le plus représentatif de tous les ensembles provinciaux de données. Des améliorations marquées surviendront parallèlement à la réduction des dépôts. Par exemple, le

pourcentage de lacs de pH supérieur au seuil de 6 passe de 74% selon le scénario de référence à 85% selon le s2060. Toutefois, cette valeur demeure bien loin du pourcentage de lacs qui dépassaient le seuil à l'origine (97%). On constate aussi d'importantes améliorations dans les catégories de la CNA (p. ex. de 54% à 68% pour la catégorie ≥40 µéq/L).

Les dommages signalés dans l'évaluation de 1997 avaient été quantifiés en termes de nombre de lacs ayant un pH inférieur à 6. De toute évidence, il faut tenir compte des lacs qui avaient à l'origine la capacité de dépasser ce seuil. Nous estimons que 37%, 32%, 82%, 100% et 97% des lacs faisant partie des ensembles de données de modélisation respectifs de TN, de la NÉ du NB, du Québec et de l'Ontario pouvaient initialement dépasser ce seuil de pH (tableau 7.5). Si on tient pour acquis que nos données sont représentatives des inventaires provinciaux des lacs vulnérables situés au sud du 52^e degré de latitude nord (Hélie et al., 1993; dans ce document, les lacs vulnérables sont ceux qui se trouvent dans des terrains à « faible potentiel de réduction d'acidité »), il est alors possible d'extrapoler directement à partir des valeurs de pourcentage des sous-ensembles du tableau 7.5 pour déterminer les dommages associés à chaque scénario. Selon ce calcul, environ 86 000 lacs du sud-est du Canada capables d'avoir un pH ≥6 auront en fait un pH < 6 à l'état d'équilibre, selon le scénario de référence. Ce nombre baisse à mesure qu'on réduit les dépôts: 71 000, 69 000 et 48 000 lacs respectivement, selon s2010, s2020 et s2060, soit 15%, 12%, 12% et 8% des 580 000 lacs vulnérables du sud-est du Canada capables d'avoir un pH ≥6. Dans l'évaluation de 1997, on estimait que 95 000 lacs auraient un pH < 6 une fois que les mesures de réduction des émissions prescrites par l'Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air seraient pleinement en vigueur, ce qui correspond au s2010 décrit ci-dessus. Il ne faut pas accorder trop d'importance à l'écart entre les deux estimations (71 000 lacs et 95 000 lacs), qui ont été tirées d'ensembles de données très différents, probablement peu représentatifs. Seule la collecte d'ensembles de données statistiquement représentatifs peut nous permettre d'extrapoler avec un degré d'incertitude connu. Ce qu'il faut retenir de ces calculs, c'est qu'un grand nombre de lacs resteront endommagés, même après la mise en œuvre des réductions d'émissions actuellement planifiées, et que même une réduction supplémentaire de 25% (notre scénario hypothétique s2060) ne peut réussir à ramener les dommages sous le seuil de 5%, couramment employé pour déterminer la charge critique d'acidité en milieu aquatique.

7.6.3.2 Aspects biologiques

Dans la présente section, nous présentons des estimations de la qualité des habitats de trois groupes d'organismes afin d'illustrer l'étendue des réactions attendues suite aux

modifications prévues du pH mentionnées plus haut (voir la section 7.6.3.1). La qualité des habitats, représentée sous la forme d'une probabilité de présence d'un habitat convenable, a été estimée à partir des valeurs de pH prévues selon cinq scénarios (scénario de référence, s2010, s2020, s2060 et scénario d'origine). On a évalué la qualité des habitats de petits poissons (cyprinidés et associés, perchaude [*Perca flavescens*], meunier noir [*Catostomus commersoni*]), de couples reproducteurs d'oiseaux aquatiques piscivores (p. ex. plongeon huard [*Gavia immer*], grand harle [*Mergus merganser*]), de couples reproducteurs et de petits d'un canard plongeur, le garrot à œil d'or (*Bucephala clangula*). Les paramètres du modèle autres que le pH ont été tirés de la base de données élaborée pour décrire la situation chimique actuelle (depuis 1997) des lacs échantillonnés de l'est du Canada (voir la section 6.2.1); ces valeurs sont constantes dans les cinq scénarios. Comme le décrivent le chapitre 6 et la section 7.3 ci-dessus, les réactions du biote à l'acidité sont souvent modifiées par d'autres facteurs de stress d'ordre chimique ou physique, les taux de dispersion et de colonisation des espèces, la concurrence et la prédation. Il est utile de prévoir les modifications de la qualité des habitats attribuables aux seules variations du pH, dans le but d'estimer les effets relatifs des divers scénarios de réduction des émissions, mais cette méthode est inévitablement réductrice, parce qu'on ne dispose pas encore d'évaluation des valeurs actuelles et futures des attributs des habitats qui régissent le processus de rétablissement biologique.

Des modèles d'association aux habitats ont été élaborés à partir de données sur les poissons de petite taille et les oiseaux aquatiques, collectées, dans trois régions de l'Ontario (Muskoka, Sudbury et Algoma) de 1988 à 2003. Les sections 6.4.3 (petits poissons) et 6.4.4.2 (oiseaux aquatiques) décrivent les modèles retenus à la suite d'un processus de sélection intensif et présentent les discussions relatives aux relations biologiques représentées par les paramètres du modèle. Pour certains paramètres (phosphore total, Al, présence de poissons), on disposait de peu de valeurs mesurées sur le terrain. Les objectifs de cette section sur le rétablissement étaient de déceler des tendances relatives à la qualité des habitats par rapport aux modifications prévues du pH à l'équilibre plutôt que par rapport à un vaste ensemble d'attributs des habitats. C'est pourquoi on a refait l'estimation de la régression et de la concordance en utilisant des sous-ensembles (voir le tableau 7.6) des modèles décrits au chapitre 6. Tous les modèles de régression comprennent une estimation de la superficie et du pH des lacs et une estimation élevée de la force prédictive (concordance > 70%). En général, les modèles appliqués aux résultats chimiques du MEI indiquent qu'il faut s'attendre à ce que les petits poissons et les oiseaux aquatiques piscivores réagissent favorablement à

l'augmentation du pH (réduction de l'acidité). Toutefois, il faut s'attendre aussi à la réaction opposée de la part du garrot à œil d'or, un oiseau fortement insectivore (tableau 7.6) qui, durant la saison de reproduction, se nourrit souvent des espèces proies présentes dans de nombreux lacs et milieux humides caractérisés par une faible abondance de poissons prédateurs (voir 6.4.4.2).

Pour chaque scénario, les prévisions de la qualité des habitats ont été générées pour les lacs pour lesquels on disposait de prévisions du pH issues du MEI; les valeurs physiques et chimiques sont indiquées au tableau 7.6 (voir aussi la section 7.6.1 ci-dessus). Les tendances en matière de qualité des habitats étaient déterminées par quatre facteurs interreliés: les effets estimés, résumés au tableau 7.6; la prévalence des changements du pH prévus (combien de lacs devraient subir des changements selon les prévisions); l'ampleur des changements prévus; et le degré de corrélation entre les changements du pH prévus et les autres paramètres du modèle, indiqués au tableau 7.6. Les profils sont groupés par province et par bassin hydrographique secondaire dans quatre provinces de l'est du Canada (TN en a été exclue en raison de la taille réduite de l'échantillon). C'est en Ontario que l'interprétation des changements prévus de la qualité des habitats est la plus solide et la plus claire, à cause du grand nombre de lacs modélisables par rapport aux autres provinces de l'Est et de la probabilité que les variations géographiques dans les associations aux habitats des espèces soient tenues

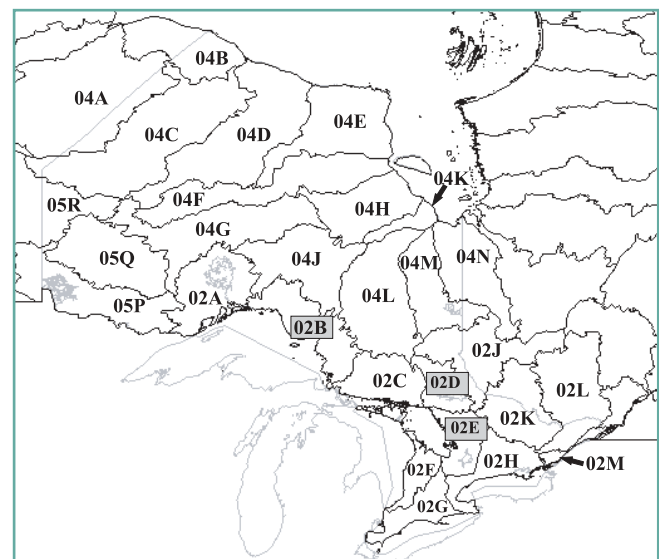


Figure 7.26. Localisation des bassins hydrographiques secondaires en Ontario. Les trois bassins hydrographiques mentionnés dans le texte (2B, 2D, 2E) sont surlignés.



Tableau 7.6. Modèles de biologie utilisés pour estimer les changements prévisibles de qualité de l'habitat correspondant aux variations du pH prévues par le modèle d'évaluation intégrée (MEI) selon quatre scénarios de réduction des émissions acides. Des modèles d'association à l'habitat spécifiques aux guildes et aux espèces ont été élaborés à l'aide de données provenant des régions d'Algoma, de Sudbury et de Muskoka, en Ontario. Il s'agit de sous-ensembles de ceux décrits aux sections 6.4.3 (cyprinidés et autres petits poissons) et 6.4.4.2 (oiseaux aquatiques). On considère que les effets modélisés sont statistiquement significatifs lorsque leur intervalle de confiance à 95% (entre parenthèses) ne comprend pas 0. La concordance moyenne a été calculée à l'aide de la méthode jackknife grâce aux observations faites sur les lacs et aux valeurs prévues (c.-à-d. 1 000 itérations de 1 000 observations appariées) (p. ex. Olden et Jackson, 2000). Les modèles du garrot à œil d'or, qui excluent les données provenant des régions situées sous la limite sud de son aire de reproduction (à environ 46° de latitude nord), incluent un terme pour la région d'Algoma (Ontario) compte tenu de sa probabilité plus grande d'être présent dans cette région. L'indice de complexité des rives (ICR) est égal à (longueur de la rive)/(2*√[π * superficie du lac]).

Espèce	CB ^a	Constante	Superficie du lac	pH	COD	ICR	Algoma	n ^b	C ^c	Fréq ^d
Petits poissons		-12,2 (-14,57, -9,73)	0,05 (0,027,0,079)	1,95 (1,559, 2,342)	0,10 (0,028,0,162)			591	79,9	55,0
Oiseaux aquatiques piscivores	couples	-3,51 (-4,634, -2,380)	0,15 (0,123, 0,187)	0,36 (0,184, 0,539)	-0,07 (-0,101, -0,029)			3162	78,9	28,5 (65,3)
Garrot à œil d'or	couples	4,30 (2,994, 5,602)	-0,01 (-0,026, 0,004)	-0,97 (-1,222, -0,717)			1,19 (0,814, 1,571)	2179	79,4	32,4 (63,9)
Garrot à œil d'or	jeunes	1,54 (-0,084, 3,160)	-0,05 (-0,079, -0,020)	-0,74 (-0,983, -0,487)		0,53 (0,226, 0,839)	1,31 (0,946, 1,672)	2153	80,0	10,4 (58,7)

^a CB = étape du cycle biologique

^b n = cyprins: nombre d'années disponibles pour analyse; oiseaux aquatiques: nombre d'années-lacs disponibles pour analyse

^c C = concordance moyenne en pourcentage.

^d Fréq. = cyprins: pourcentage de lacs avec présence; oiseaux aquatiques: poucentage moyen d'années de présence (années-lacs).

en considération dans les prévisions du modèle. On a utilisé des courbes des fréquences cumulatives pour résumer les tendances prévisibles en matière de qualité des habitats pour les petits poissons et les oiseaux aquatiques piscivores de la NÉ, du NB, du Québec et de l'Ontario. Dans ces figures, les lignes du côté gauche du graphique indiquent que la qualité des habitats y est meilleure par rapport à la qualité donnée par les lignes situées à droite (les lignes du côté gauche indiquent qu'un plus petit nombre de lacs modélisés a été nécessaire pour obtenir des niveaux de probabilité similaires d'occurrence prévue). Pour illustrer une des méthodes de synthèse des tendances selon les frontières géophysiques, on a défini les tendances dans la qualité des habitats de trois bassins hydrographiques secondaires de l'Ontario (2B, 2D, 2E) pour lesquels nous disposons d'échantillons de taille assez importante (> 100 lacs) (figure 7.26).

7.6.3.2.1 Petits poissons

Les tendances dans l'évolution prévue de la qualité des habitats des cyprinidés et autres petits poissons varient entre les quatre provinces de l'est « modélisées ». Dans le graphique des fréquences cumulatives de la N.É, la courbe de probabilité de présence est moins prononcée que celle des autres provinces, ce qui indique que la probabilité estimée

générale de présence de petits poissons est moins élevée dans les lacs modélisés de cette province que dans ceux du NB, du Québec et de l'Ontario (figure 7.27). Les prévisions de la qualité des habitats des petits poissons dans les lacs modélisés de la NÉ sont semblables pour tous les scénarios de réduction des émissions (figure 7.27a). Les différences notées entre les scénarios sont aussi minimales pour les lacs du NB, mais certaines améliorations sont prévisibles dans le cas où on appliquerait dans l'avenir de nouvelles réductions des émissions (les courbes de s2010, s2020 et s2060 se sont déplacées à gauche de la courbe de référence; figure 7.27b). En général, la qualité de l'eau des lacs modélisés du Québec est très appropriée pour les petits poissons (les courbes sont groupées à l'extrémité gauche du graphique), ce qui laisse peu de possibilités de divergence entre les scénarios (figure 7.27c). Ce sont les lacs modélisés de l'Ontario qui présentent les différences les plus marquées entre les courbes des divers scénarios, le modèle prévoyant la qualité maximale des habitats avec le pH=0 et la pire sous les conditions de pH du scénario de référence. Cette tendance s'est manifestée pour une gamme étendue de qualité des habitats, qui va d'une probabilité de présence inférieure à 0,1 à près de 0,9; en cas de réduction des émissions, le modèle prévoit que la qualité des habitats de près de 40% des lacs modélisés s'améliorerait



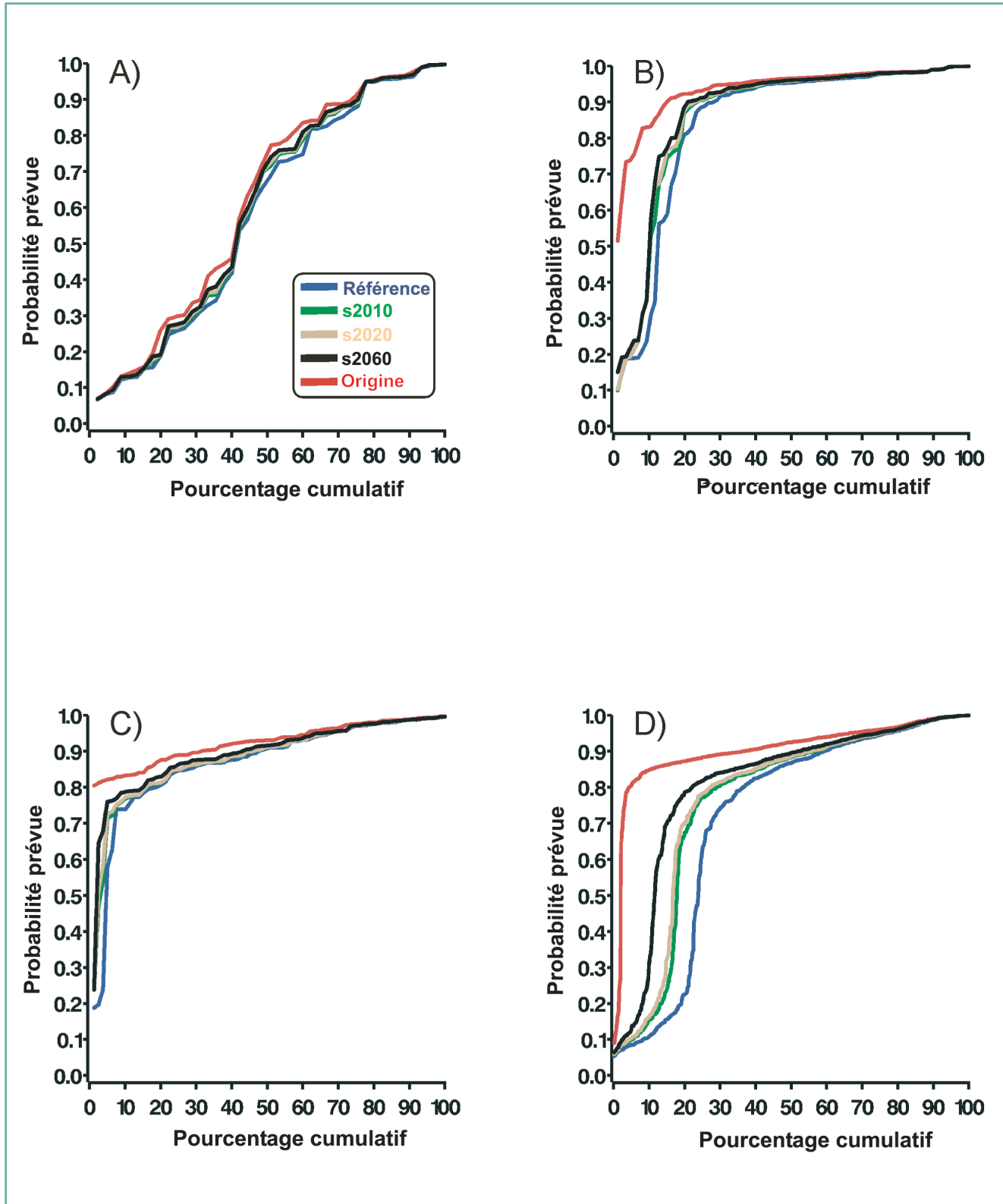


Figure 7.27. Probabilité de présence de petits poissons (cyprinidés et associés, perchaude, meunier noir) relativement au pourcentage cumulatif des lacs disponibles dans quatre provinces: A) la NÉ (n = 45 lacs), B) le NB (n = 86), C) le QC (n = 76) et D) l'ON (n = 672). La superficie des lacs se limite à l'étendue de celles qui ont servi à élaborer le modèle (de 2 à 110 ha). Les probabilités sont fondées sur le pH initial calculé (rouge) et le pH prévu selon quatre scénarios d'émissions: scénario de référence (bleu), s2010 (vert), s2020 (brun clair), s2060 (noir). Les courbes situées à gauche indiquent que la qualité des habitats est meilleure que ce qu'indiquent les courbes situées du côté droit du graphique.

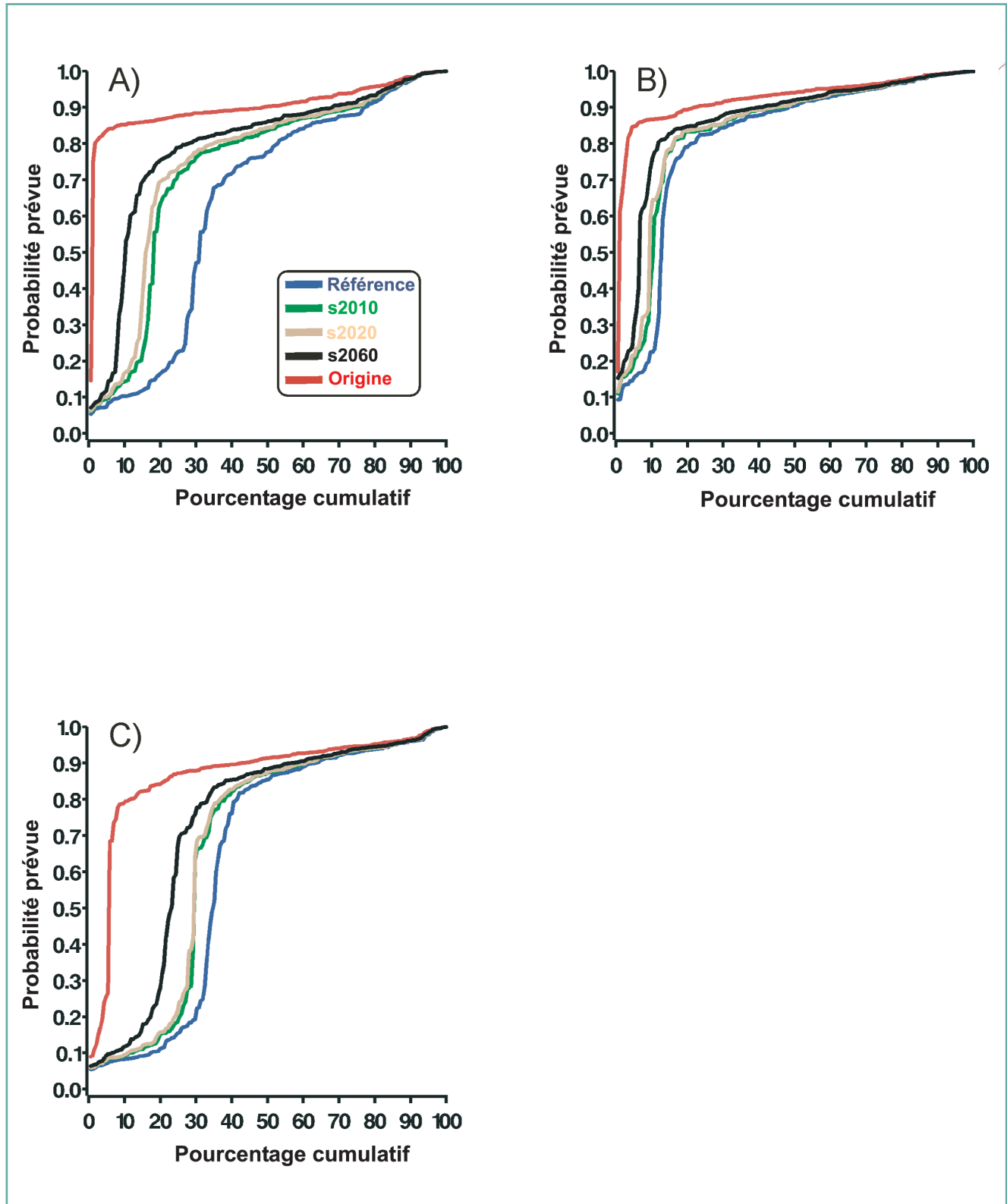


Figure 7.28. Probabilité de présence de petits poissons (cyprinidés et associés, perche, meunier noir) par rapport au pourcentage cumulatif des lacs modélisés dans les bassins hydrographiques secondaires suivants: A) 2E (Muskoka; n = 163 lacs), B) 2D (Sudbury; n = 175) et C) 2B (Algoma; n = 185), en Ontario. La superficie des lacs se limite à l'étendue de celles qui ont servi à élaborer le modèle (de 2 à 110 ha). Les probabilités sont fondées sur le pH initial calculé (rouge) et le pH prévu selon quatre scénarios d'émissions: scénario de référence (bleu), s2010 (vert), s2020 (brun clair) et s2060 (noir). Les courbes situées à gauche indiquent que la qualité des habitats est meilleure que ce qu'indiquent les courbes situées du côté droit du graphique.

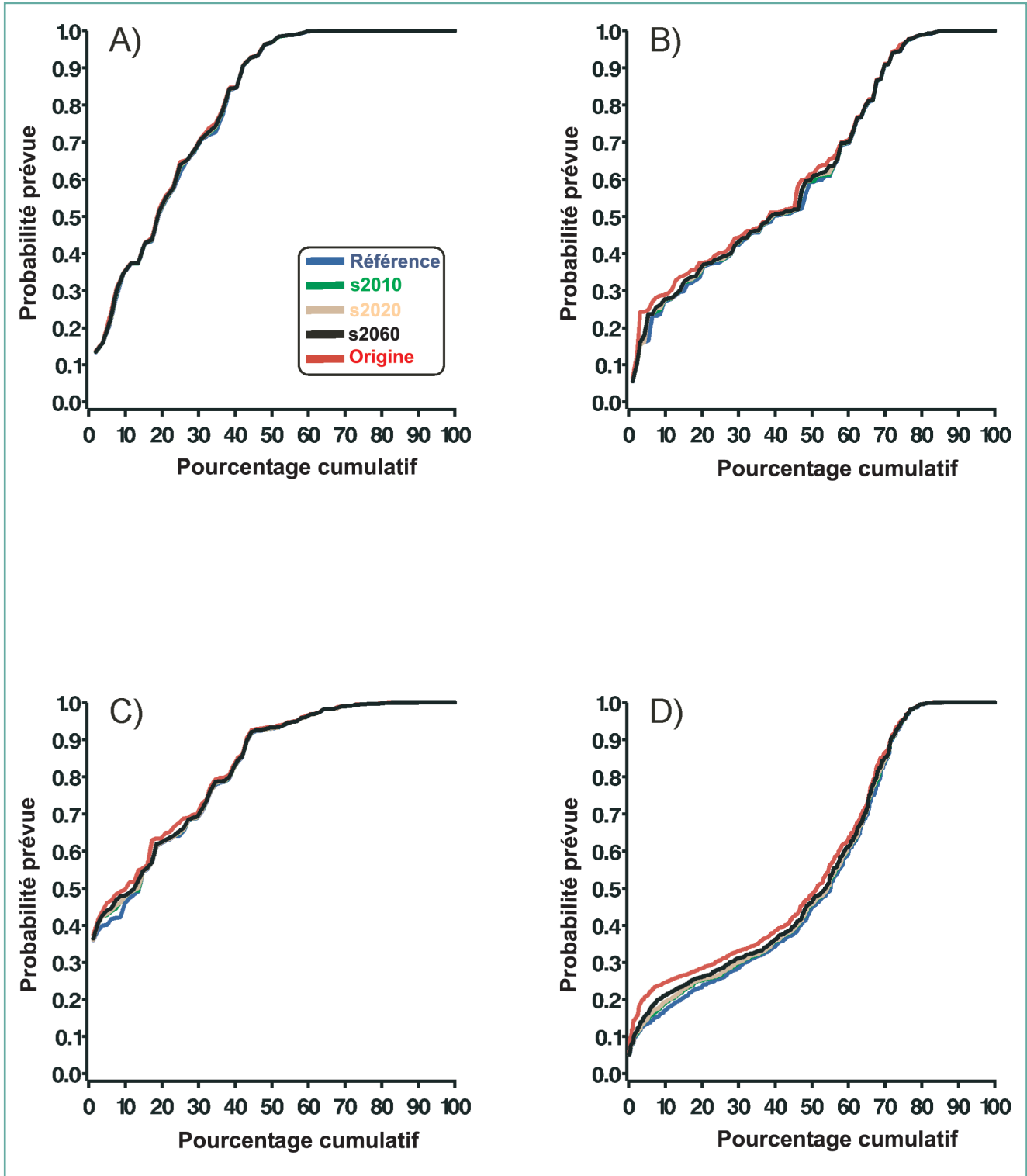


Figure 7.29. Probabilité de présence de couples reproducteurs d'oiseaux aquatiques piscivores par rapport au pourcentage cumulatif des lacs modélisables dans les provinces suivantes: A) la NÉ (n = 52 lacs), B) le NB (n = 93), C) le Québec (n = 81) et D) l'Ontario (n = 737). La plage définie pour la taille des lacs a été quelque peu élargie (de 2 à 500 ha), puisque les espèces de cette guildes se trouvent souvent dans des lacs plus grands que le maximum de 110 ha défini pour l'élaboration du modèle (voir aussi McNicol, 2002; Doka et al., 2003). Les probabilités sont fondées sur le pH initial calculé (rouge) et le pH prévu selon quatre scénarios d'émissions: scénario de référence (bleu), s2010 (vert), s2020 (brun clair) et s2060 (noir). Les courbes situées à gauche indiquent que la qualité des habitats est meilleure que ce qu'indiquent les courbes situées du côté droit du graphique.

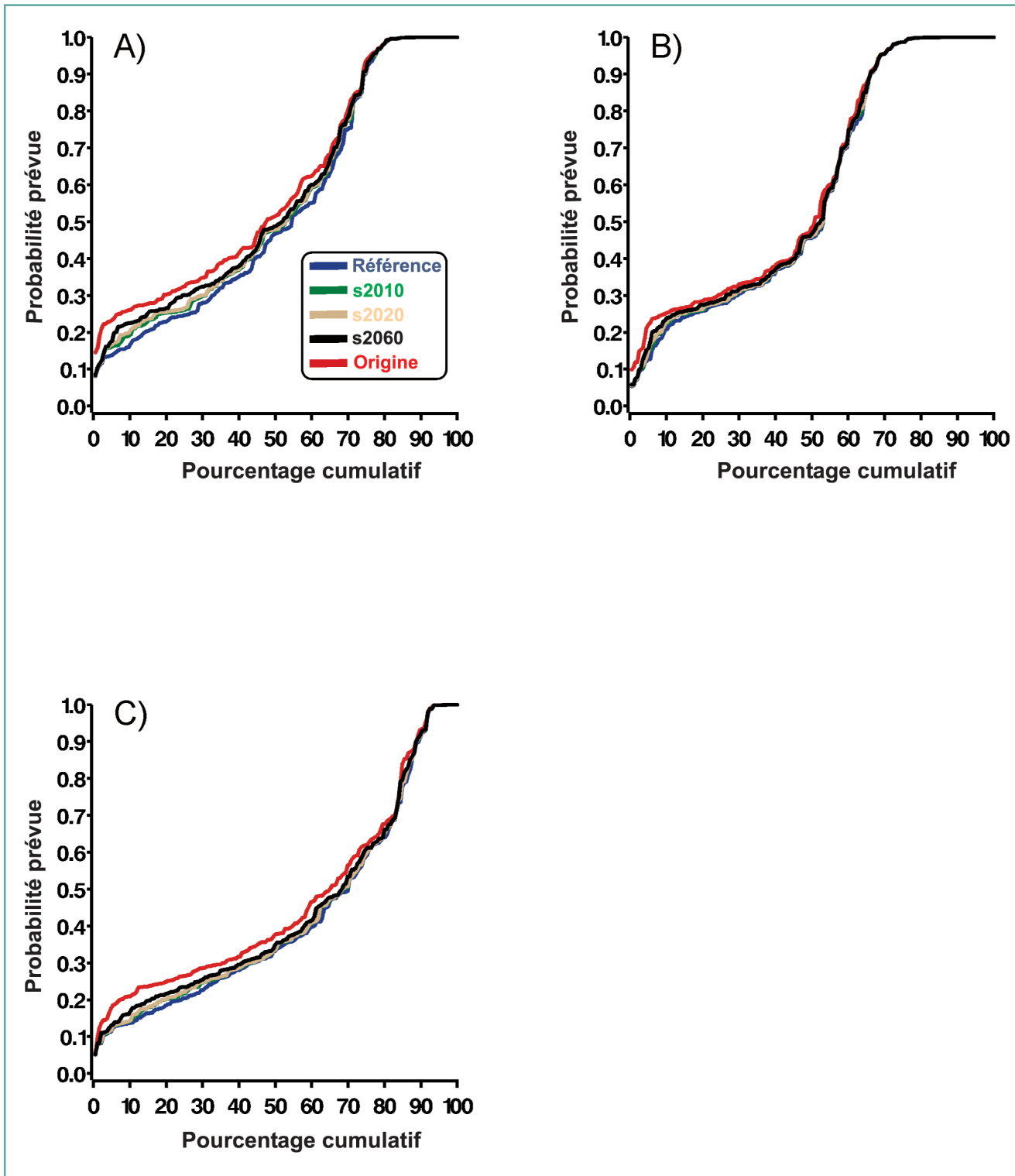


Figure 7.30. Probabilité de présence prévue de couples reproducteurs d’oiseaux aquatiques piscivores par rapport au pourcentage cumulatif des lacs modélisés dans les bassins hydrographiques secondaires suivants: A) 2E (Muskoka; $n = 175$ lacs), B) 2D (Sudbury; $n = 196$) et C) 2B (Algoma; $n = 186$), en Ontario. La plage définie pour la taille des lacs a été quelque peu élargie (de 2 à 500 ha), puisque les espèces de cette guildes se trouvent souvent dans des lacs plus grands que le maximum de 110 ha défini pour l’élaboration du modèle. Les probabilités sont fondées sur le pH initial calculé (rouge) et le pH prévu selon quatre scénarios d’émissions: scénario de référence (bleu), s2010 (vert), s2020 (brun clair) et s2060 (noir). Les courbes situées à gauche indiquent que la qualité des habitats est meilleure que ce qu’indiquent les courbes situées du côté droit du graphique.

(l'étendue des valeurs sur l'axe horizontal pour lesquelles la courbe du scénario de référence diffère de celles de s2010, s2020 et s2060). Bien qu'en réalité d'autres facteurs influenceront le rétablissement, ces tendances indiquent que si nous réduisons les émissions, nous agissons en faveur de l'amélioration de la qualité de l'habitat des poissons de petite taille de nombreux lacs en Ontario, comme les lacs modélisés (généralement petits et moyennement acides; voir la section 6.4.3). Les variations prévues du pH étant limitées (voir figure 7.24), on observe peu de différences entre la courbe du s2010 et celle du s2020 (figure 7.27d).

Les tendances dans l'évolution prévue de la qualité des habitats diffèrent de l'un à l'autre des lacs modélisables (de nombre suffisant) des trois bassins hydrographiques secondaires de l'Ontario (figure 7.29). Tout comme l'indique la synthèse par province, les conditions des habitats sont les meilleures avec le pH=0 et les pires sous les conditions de pH du scénario de référence. Les divers scénarios appliqués aux bassins versants 2E (Muskoka) et 2B (Algoma) diffèrent plus les uns des autres que ceux portant sur le bassin hydrographique 2D (région de Sudbury), une tendance montrée aussi dans la prévision donnée sur le changement du pH (figure 7.25). Par rapport au scénario de référence, la réduction des émissions permet d'améliorer la qualité des habitats d'environ 70% des lacs du bassin 2E et 50% des lacs du bassin 2B (figure 7.28a et c), les différences entre les scénarios couvrant une grande plage de probabilités, de moins de 0,1 à environ 0,85.

7.6.3.2.2 Oiseaux aquatiques

Comparativement aux tendances observées dans l'évolution des habitats des petits poissons, les estimations portant sur la qualité des habitats des couples reproducteurs d'oiseaux aquatiques piscivores se ressemblent davantage dans les divers scénarios de réduction des émissions (figure 7.29). Les courbes de probabilité de présence sont sensiblement les mêmes d'une province à l'autre, mais la probabilité de présence d'oiseaux piscivores est légèrement plus élevée dans les lacs modélisés du Québec que dans ceux des trois autres provinces. Là où on observe des différences entre les courbes de probabilité, c'est le pH prévu à l'origine qui est associé aux meilleures conditions de qualité des habitats. C'est uniquement dans le cas des lacs modélisés de l'Ontario qu'on observe de fortes différences entre les divers scénarios d'émissions (figure 7.29d), ces différences se manifestant pour des probabilités de présence de 0,15 à près de 0,6 et touchant environ 35% des lacs modélisés.

Bien que les changements soient moins importants que dans le cas des petits poissons, les prévisions en matière de qualité des habitats des oiseaux aquatiques piscivores font ressortir

d'avantage de différences entre les scénarios lorsqu'on examine les données des trois bassins hydrographiques secondaires de l'Ontario (figure 7.30). Les réductions des émissions sont associées à l'amélioration de la qualité des habitats des bassins versants 2E (Muskoka) et 2B (Algoma), lorsqu'on prévoit d'importants changements du pH (figure 7.25). Bien que les améliorations prévues soit d'importance relativement limitée, certaines tendances de divergence par rapport au scénario de référence se présentent dans une vaste plage de probabilités de présence (p. ex. de 0,15 à 0,75 environ pour le bassin hydrographique 2E) et dans une forte proportion des lacs modélisés (p. ex. environ 70% dans 2E). Compte tenu de la complexité des réactions des oiseaux aquatiques vis-à-vis la qualité de leur aire de reproduction et de la simplicité relative des modèles employés, ces résultats indiquent qu'il est possible que la réduction des émissions ait entraîné l'amélioration des habitats, malgré la faible ampleur des changements prévus, surtout si le type de lacs dont les conditions s'améliorent est bien représenté dans les régions où l'acidité est en baisse, comme les bassins hydrographiques 2E et 2B.

Le graphique résumant la qualité prévue des habitats du garrot à œil d'or ne comprend que les deux bassins hydrographiques de l'Ontario contenant au moins 100 lacs modélisables, soit le 2D (Sudbury) et le 2B (Algoma) (figure 7.31). Aucune extrapolation n'a été effectuée au-delà de la limite sud de l'aire de reproduction (environ 46° de latitude nord) de ce canard plongeur, qui se reproduit habituellement dans les forêts boréales du Nord. Les grandes tendances indiquent que les couples de garrots à œil d'or devraient être plus fréquemment observés que les jeunes et que, en raison de la forte association positive avec la région d'Algoma, la qualité des habitats devrait généralement être meilleure dans le bassin 2B que dans le 2D. Contrairement aux habitats des petits poissons et des oiseaux aquatiques piscivores, la qualité des habitats du garrot à œil d'or a tendance à diminuer parallèlement à la réduction des émissions et est beaucoup moins bonne au pH du scénario d'origine, particulièrement pour les lacs modélisés du bassin 2B (figures 7.31b et d). Les divergences entre les scénarios sont minimales pour les lacs modélisés du bassin 2D, mais substantielles pour ceux du bassin 2B. En ce qui concerne les couples reproducteurs, les courbes de probabilité de présence des scénarios de référence et s2060 présentent des divergences dans la gamme allant de 0,25 à 0,7; les différences entre ces courbes sont limitées à une probabilité maximale d'environ 0,6 pour les jeunes garrots à œil d'or dans le bassin 2B (figures 7.31b et d). Ces tendances indiquent que l'augmentation du pH entraînerait sans doute le déclin de la qualité des habitats du garrot à œil d'or, la région d'Algoma subissant les plus grands changements. Comme nous le

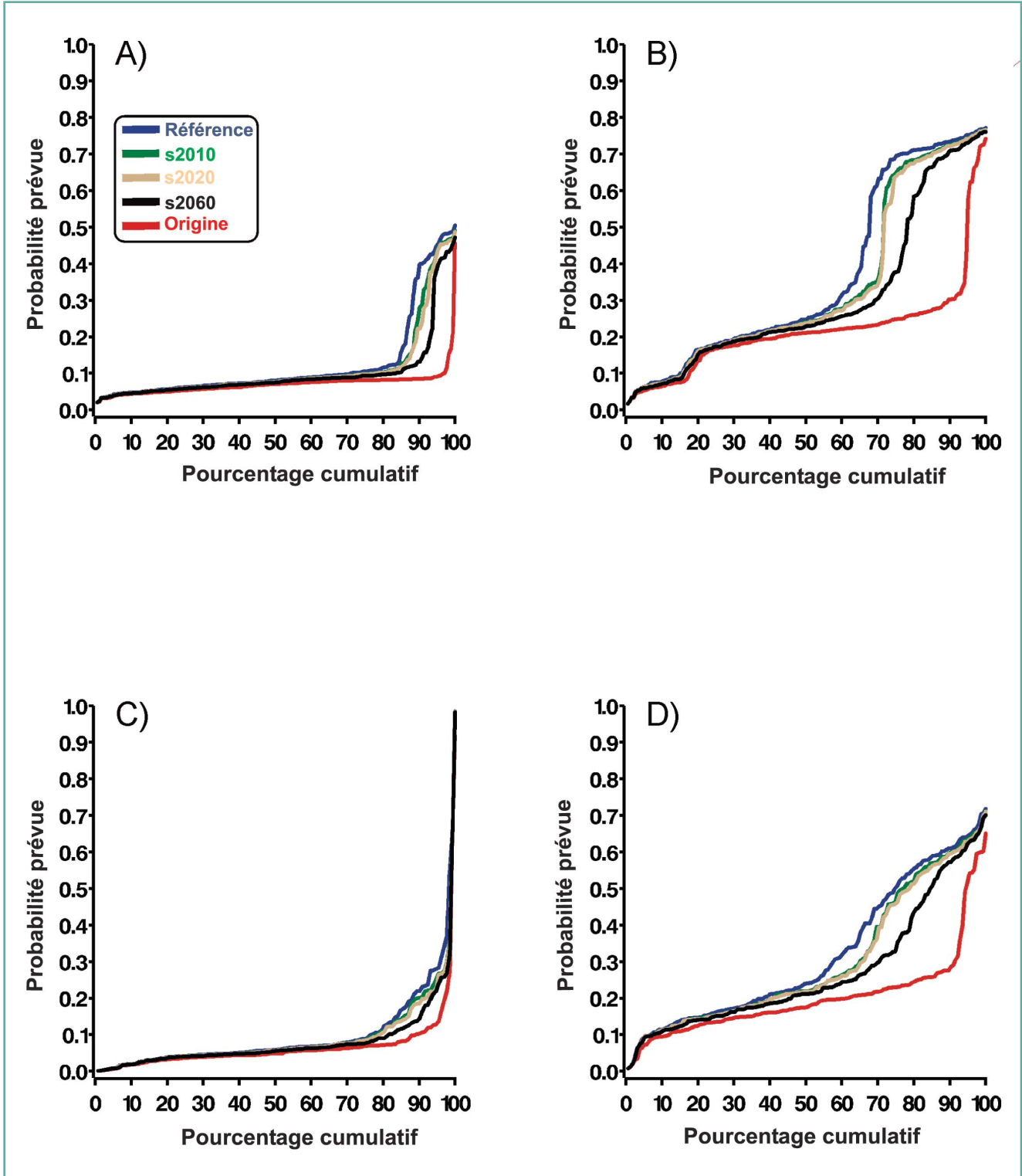


Figure 7.31. Probabilité de présence prévue de couples reproducteurs de garrots à œil d’or par rapport au pourcentage cumulatif des lacs modélisés dans les bassins hydrographiques secondaires suivants: A) 2D (Sudbury; n = 174 lacs) et B) 2B (Algoma; n = 185), en Ontario. Les graphiques C) et D) pour les lacs 2D (n = 132) et 2B (n = 155) indiquent la probabilité de présence de jeunes garrots à œil d’or. La superficie des lacs se limite à l’étendue de celles qui ont servi à élaborer le modèle (de 2 à 110 ha). Les probabilités sont fondées sur le pH initial calculé (rouge) et le pH prévu selon quatre scénarios d’émissions: scénario de référence (bleu), s2010 (vert), s2020 (brun clair) et s2060 (noir). Les courbes situées à gauche indiquent que la qualité des habitats est meilleure que ce qu’indiquent les courbes situées du côté droit du graphique.

Tableau 7.7. Pourcentage estimé, par province, des lacs modélisés où on est susceptible de trouver (probabilité de présence > 0,6) des petits poissons (cyprinidés, perchaudes et meuniers noirs) et des couples reproducteurs d’oiseaux aquatiques piscivores selon les scénarios de dépôts décrits dans le texte. La taille des échantillons varie selon qu’il s’agit de petits poissons ou d’oiseaux aquatiques parce que la gamme de superficies utilisée pour les petits poissons (de 2 à 110 ha) est plus petite que celle utilisée pour les oiseaux aquatiques piscivores (de 2 à 500 ha). L’indication « origine » indique le pourcentage estimé des lacs considérés appropriés selon les valeurs présumées du pH avant l’acidification.

Taxon	Scénario d’émission	Province			
		N.-É.	N.-B.	QC	ON
Petits poissons	<i>n de lacs</i>	45	86	79	672
	origine	58	99	100	98
	référence	56	85	95	76
	2010	56	88	96	82
	2060	56	90	99	88
Couples d’oiseaux aquatiques piscivores	<i>n de lacs</i>	52	93	81	737
	origine	77	52	84	43
	référence	77	47	83	40
	2010	77	49	83	40
	2020	77	51	83	41
	2060	77	51	83	41

signalons ailleurs (p. ex dans la section 6.4.4.2 et dans la présente section), les réactions des poissons insectivores (p. ex. les naseux) à l’acidité et leurs répercussions sur les sources de nourriture que sont les invertébrés aquatiques sont susceptibles d’influencer grandement les conséquences de la réduction des émissions sur le garrot à œil d’or et ses petits.

En général, les changements prévus dans le pourcentage des lacs susceptibles d’accueillir des petits poissons, des couples d’oiseaux aquatiques piscivores, des couples ou des petits de garrots à œil d’or (probabilité de présence $\geq 0,6$; ci-après qualifiés de « convenables ») suivent les tendances observées dans les graphiques de fréquences cumulatives (tableaux 7.7 et 7.8). En général, la réduction des émissions prévue selon le scénario 2060 devrait accroître le pourcentage de lacs convenant aux petits poissons par rapport au scénario de référence (tableau 7.7). Le modèle prévoit que le pourcentage des lacs aptes à accueillir des couples d’oiseaux aquatiques piscivores au NB et en Ontario n’augmentera que faiblement. La réduction des émissions selon le scénario 2060 est associée à la baisse du pourcentage des lacs aptes à accueillir des garrots à œil d’or dans le bassin hydrographique 2B (Algoma), en Ontario, par rapport aux conditions du scénario de référence (tableau 7.8).

Tableau 7.8. Pourcentage des lacs modélisés où on est susceptible de trouver (probabilité de présence > 0,6) des jeunes et des couples de garrots à œil d’or selon les scénarios de dépôts décrits dans le texte. On donne le pourcentage des lacs pour le bassin secondaire 2B (région d’Algoma), en Ontario. Ce bassin, situé dans la zone de reproduction du garrot à œil d’or, compte un nombre suffisant de lacs modélisés. On ne donne pas les résultats pour la région de Sudbury (bassin 2D) parce que toutes les probabilités y sont inférieures à 0,6. La superficie des lacs varie de 2 à 110 ha. L’indication « origine » indique le pourcentage estimé des lacs appropriés selon les valeurs présumées du pH avant l’acidification.

Étape du cycle biologique	Scénario d’émission	Pourcentage des lacs modélisés ¹
Couples	origine	5
	référence	31
	2010	28
	2020	26
	2060	18
Jeunes	origine	2
	référence	13
	2010	10
	2020	10
	2060	7

¹ Le nombre de lacs modélisés dans le bassin était de 185 pour les couples et de 155 pour les jeunes.

L’importance des changements de la qualité des habitats est liée à l’ampleur estimée de l’effet du pH (la pente du pH au tableau 7.6), à la fréquence et à l’ampleur des changements prévus du pH ainsi qu’au degré de corrélation entre les changements prévus du pH et les autres paramètres des modèles du tableau 7.6. Pour les lacs modélisés ici, les tableaux indiquent que la qualité des habitats des petits poissons s’améliore et que la qualité des habitats des couples reproducteurs d’oiseaux aquatiques piscivores s’améliore aussi mais faiblement, selon les scénarios de réduction des émissions choisis. La baisse de qualité des habitats des couples et des petits de garrots à œil d’or s’explique par la dépendance de cette espèce envers son alimentation, qui est composée d’invertébrés qu’on trouve davantage dans des lacs moyennement acides et dépourvus de poisson. Les tendances prévues en matière de qualité des habitats correspondent à l’étendue et à l’orientation des changements prévus du pH par province et par bassin hydrographique (voir la section 7.6.3.1), mais sont modifiées par les effets de chaque modèle biologique (tableau 7.6) et influencées par les profils des caractéristiques des lacs dans lesquels on prévoit que l’acidité se modifiera. Pour les lacs ontariens modélisés, l’importance des changements prévus du pH est associée négativement à la

superficie du lac (pente =? 0,0002, $p < 0,0001$, $dle = 842$); l'importante différence de la qualité des habitats du garrot à œil d'or, une espèce qu'on trouve dans les petits lacs, par rapport à celle des piscivores, qu'on trouve généralement dans des lacs plus grands, n'est donc guère surprenante.

Comme nous le soulignons dans l'introduction de la présente section, ces analyses visaient à comparer les effets relatifs des changements du pH à l'équilibre sur la qualité des habitats plutôt qu'à saisir toute la complexité chimique et biologique du rétablissement des écosystèmes. La faiblesse des changements prévus pour les couples d'oiseaux aquatiques piscivores n'indique pas nécessairement que ces oiseaux sont insensibles au rétablissement des lacs acidifiés. Le potentiel reproducteur des oiseaux aquatiques (le nombre d'oisillons) est fortement associé à la qualité trophique et des habitats du lac ou du milieu humide natal (Sedinger, 1992), une relation qui s'applique particulièrement aux oiseaux aquatiques piscivores, qui ont besoin d'une importante biomasse de poissons pour alimenter leurs oisillons en croissance (Barr, 1996). Le potentiel reproducteur du plongeon huard est fortement associé à l'acidité des lacs (Doka et al., 2003; voir aussi la section 6.4.4.1.2). Bien qu'on puisse obtenir des données estimées sur le succès de reproduction du plongeon huard auprès d'un programme de surveillance à grande échelle (voir www.bsc-eoc.org/icphprinc.html), les données récentes sur les habitats des lacs surveillés étaient rares au moment de la présente évaluation, ce qui nous a empêchés d'élaborer des modèles de potentiel de reproduction du plongeon huard par rapport aux scénarios d'émissions. Comme prochaine étape, il serait important d'intégrer la mesure du potentiel de reproduction du plongeon huard et d'espèces d'oiseaux aquatiques autres que le garrot à œil d'or.

Les changements chimiques et biologiques futurs seront sans doute largement influencés par d'autres facteurs, une conclusion étayée par l'information présentée ailleurs dans la présente évaluation. Les changements d'acidité ne sont pas isolés des autres changements d'ordre chimique, hydrologique et physique (voir p. ex. les sections 6.3.2.5 et 7.6.3.1) et de nombreuses caractéristiques des écosystèmes jouent un rôle dans les réactions biologiques (voir p. ex. les sections 6.4 et 7.4). Il faut être très prudent dans l'interprétation des tendances en matière de qualité des habitats, dont l'efficacité prédictive limitée associée à la taille réduite des échantillons (p. ex. < 100 lacs) et le potentiel de variation géographique dans l'association des habitats. Comme nous le mentionnons ailleurs (p. ex. à la section 6.4.4.2), les conditions d'habitat qui favorisent la présence d'une espèce ne favorisent pas nécessairement la reproduction, la survie ou les autres aspects de la dynamique de sa population. Il faudra perfectionner

davantage ces modèles de prévision et les soutenir par des recherches ciblées sur les populations critiques et les facteurs de régulation des communautés (colonisation, prédation, concurrence, survie des adultes et des jeunes), afin d'élaborer des prévisions de rétablissement qui donnent une image plus complète des communautés biologiques potentielles. Par exemple, l'estimation de la qualité des aliments et du succès d'envol (p. ex. pour le garrot à œil d'or et le plongeon) permettrait d'associer la présence prévue des couples reproducteurs sur certains lacs et milieux humides à leur éventuel succès de reproduction. L'amélioration des prévisions relativement aux effets de la réduction des émissions sur l'état et la composition des communautés biologiques exigera de disposer de modèles soutenus par des données d'observation, qui permettront de saisir les relations importantes, mais complexes, entre les espèces et populations et les caractéristiques chimiques, physiques et biologiques de leurs habitats.

7.6.4 Prévision de l'évolution des conditions chimiques en fonction du temps

Plusieurs modèles de processus dynamiques ont été élaborés pour connaître les réactions de la qualité de l'eau aux dépôts acides. Parmi eux, le modèle MAGIC (Cosby et al., 1985, 2001) a récemment été appliqué à plusieurs sites du sud-est du Canada. MAGIC est un modèle à paramètres localisés, facile à modifier et moyennement complexe, élaboré pour prévoir les effets à long terme des dépôts acides sur la composition chimique des eaux de surface et du sol. Une fois étalonné avec la chimie actuelle de l'eau, il fait des rétroprévisions et des prévisions des concentrations mensuelles et annuelles des principaux ions à partir de séries chronologiques de données sur les dépôts, l'hydrologie, le climat et différents processus abiotiques (p. ex. l'altération atmosphérique) et biotiques (p. ex. la biomobilisation dans les forêts) des bassins de drainage. À partir des inventaires des émissions de S passées et actuelles, la séquence des dépôts de SO_4^{2-} qui pilote le modèle augmente généralement, des valeurs naturelles de 1850 aux valeurs maximales des années 1970, pour redescendre de telle sorte que la valeur en 2010 représente environ la moitié de la valeur en 2000 et demeure constante par la suite.

Aherne et al. (2003) ont modélisé un ensemble de 25 lacs de la région de Muskoka-Haliburton, dans le centre-sud de l'Ontario. Le modèle MAGIC a établi que les réductions des dépôts acides ont eu et auront un effet important sur la chimie de l'eau; en 2050, les concentrations reviennent aux valeurs supposées au début des années 1900. Cependant, le modèle prévoit aussi que les sols continueront à s'acidifier en raison de la perte du Ca^{2+} de leurs réserves de cations basiques échangeables. C'est cet appauvrissement des réserves qui a à terme un effet tampon qui

protège les eaux de ruissellement contre les conséquences indésirables des dépôts acides. À mesure de l'appauvrissement des réserves, on s'attend à ce que les concentrations de cations basiques des lacs diminuent en dessous des concentrations actuelles.

Un des lacs de l'ensemble ci-dessus (le lac Plastic) a été modélisé par une nouvelle version de MAGIC, modifiée pour y inclure une composante « milieux humides » qui comprend les processus d'oxydoréduction déterminés par les phénomènes climatiques (Aherne et al., 2004). La version modifiée a réussi à simuler la réaction de rétablissement différée associée à la mobilisation du S emmagasiné dans les milieux humides provoquée par la sécheresse (voir la section 7.4.1.1 ci-dessus).

Larssen et al. (2003) ont appliqué le modèle MAGIC à trois lacs du parc provincial Killarney, en Ontario. Les lacs ont été choisis pour représenter des cas de rétablissement rapide, intermédiaire et lent de milieux acidifiés. Le modèle a raisonnablement bien simulé les données observées et les divers temps de réaction des trois lacs. Bien que le rétablissement soit déjà amorcé dans ces lacs de Killarney (voir la section 7.4.2.1 ci-dessus), le modèle MAGIC indique qu'il existe encore un fort potentiel d'amélioration de la chimie de l'eau (hausse de la CNA et du pH). En ce qui concerne le lac dont le temps de réaction est le plus lent, il faudra plusieurs décennies avant d'obtenir de l'eau de qualité stable.

Clair et al. (2003) ont utilisé le modèle MAGIC pour déterminer si une réduction de 50% des dépôts de 2000 était suffisante pour favoriser le rétablissement de certains lacs du NB, de la NÉ et de TN. Le modèle a confirmé qu'actuellement, les conditions chimiques de l'eau des lacs, grandement affectée par les dépôts acides, sont de loin meilleures que dans les années 1970, lorsque les dépôts étaient à leur maximum. La réduction de 50% des dépôts n'a pas été suffisante pour que les lacs retrouvent leur état d'origine. En outre, la modélisation prévoit que les concentrations de cations basiques tomberont en dessous des seuils historiques (voir l'appauvrissement des réserves du sol, expliqué ci-dessus), une situation particulièrement préoccupante, puisque les lacs de cette région comptent parmi les plus dilués au Canada.

Clair et al. (2004) ont aussi modélisé la chimie de 35 rivières à saumon de l'Atlantique de la NÉ pour estimer la chimie de l'eau durant la période préindustrielle et prévoir les effets de trois scénarios de réduction des dépôts (0%, 10% et 20% de réduction des dépôts de SO_4^{2-} par décennie, par rapport au pourcentage de 2000). Les conclusions indiquent que la chimie de l'eau des rivières est restée pratiquement la même jusqu'aux années 1950 et que son pH a atteint un plancher durant les

années 1970. La réduction du pH s'est accompagnée d'une augmentation initiale des cations basiques, lorsque les processus d'échange des ions dans le sol les libéraient dans l'eau, puis d'une réduction au fur et à mesure que s'appauvrissaient les réserves du sol. Les prévisions associées aux divers scénarios indiquent que plus la diminution des dépôts est rapide, plus le rétablissement des rivières l'est aussi. Même si on prévoit que le rétablissement de l'acidité de l'eau prendra quelques décennies, on s'attend à ce que les concentrations de cations basiques demeurent peu élevées et ne parviennent pas à revenir aux concentrations préindustrielles d'ici les 100 prochaines années. Les concentrations extrêmement faibles des cations basiques dans ces rivières peuvent causer autant de problèmes qu'une forte acidité pour la survie des poissons (voir 7.5.2). Pour en atténuer les effets négatifs, on pourrait envisager l'ajout de cations basiques aux rivières ou à leur bassin de drainage.

7.7 RÉSUMÉ

**R.C. Weber, D.S. Jeffries, W. Keller,
D.K. McNicol et M.A. Turner**

Le concept de rétablissement de l'écosystème concerne à la fois les processus et les résultats. La réduction des émissions acidifiantes et des dépôts acides durant deux décennies peut nous porter à nous centrer sur les résultats du rétablissement (des lacs restaurés). En réalité, cependant, c'est seulement le processus de rétablissement qui peut être observé durant une période aussi courte.

- ⇒ Le résultat final du processus de rétablissement est pratiquement inconnu. En raison des changements rapides de l'environnement continental et de la modification permanente du contexte écologique, l'état des écosystèmes aquatiques rétablis sera sans doute différent de ce qu'il était avant l'acidification.
- ⇒ L'acidification a été un lent processus, qui s'est déroulé sur plusieurs décennies; le rétablissement sera aussi un processus à long terme. De plus, le rétablissement biologique sera forcément décalé par rapport au rétablissement chimique.
- ⇒ La résilience, soit la faculté de l'écosystème à récupérer après avoir subi des dommages, variera d'une de ses composantes (chimique, physique ou biologique) à l'autre. Le rétablissement sera donc complexe en soi. Les taux de rétablissement et les résultats sont susceptibles de varier d'un écosystème à l'autre (p. ex. dans des lacs ayant connu des processus d'acidification différents) et d'une composante à l'autre dans un même écosystème (p. ex. les groupes biotiques d'un lac).

Les observations sur le rétablissement aquatique proviennent de trois sources: 1) la surveillance chimique et biologique générale menée pour déceler les changements à l'échelle régionale; 2) la surveillance plus approfondie menée près de sources d'émissions précises (p. ex. Sudbury) où des réductions effectuées dans le passé ont entraîné un rétablissement prononcé et localisé; 3) des expériences contrôlées à l'échelle d'un écosystème (ELA). La surveillance de la région de Sudbury et les programmes d'acidification expérimentale réalisés dans l'ELA donnent des éclairages importants et complémentaires sur le rétablissement des lacs acidifiés. La surveillance de Sudbury fournit des renseignements sur une région dont les habitats aquatiques et terrestres ont longtemps subi un apport acide local très important. La simplicité relative des recherches de l'ELA facilite l'étude ciblée des mécanismes internes d'acidification et de rétablissement des lacs.

- ⇒ Les tendances de l'évolution de la chimie des lacs indiquent que le principal agent d'acidification (SO_4^{2-}) diminue habituellement lorsqu'on réduit les émissions de SO_2 . Toutefois, la baisse correspondante de l'acidité (quantifiée sous forme d'augmentation du pH ou de l'alcalinité) est beaucoup moins généralisée. De nombreuses raisons peuvent expliquer cette réaction limitée de l'acidité, notamment la diminution des cations basiques, mais aussi la libération du S accumulé engendrée par la sécheresse, l'augmentation des anions organiques, la perturbation des mécanismes internes d'alcalinisation des lacs, etc. En général, les réactions observées concordent avec les modèles conceptuels des processus d'acidification et de rétablissement actuellement acceptés.
- ⇒ Les écosystèmes et leurs biotes montrent une certaine résilience lorsqu'on réduit l'apport d'acide. Toutefois, des facteurs climatiques, physico-chimiques et biologiques influent sur la nature et l'ampleur du rétablissement. Bien qu'on ait souvent constaté des signes de rétablissement biologique encourageants, il est rare qu'on ait observé le rétablissement complet d'une communauté biologique représentative à l'échelle régionale.
- ⇒ De récentes découvertes confirment que le rétablissement biologique était en retard sur le rétablissement chimique, qu'un rétablissement du pH a rarement entraîné une restauration complète des communautés biotiques pendant la période couverte par les études et que les modalités du rétablissement ont souvent réservé des surprises et sont souvent allées à l'encontre des attentes.
- ⇒ Le phytoplancton a montré des signes de rétablissement encourageants, comme en témoigne la modification des groupes d'algues dominants, des groupes tolérants aux conditions acides étant remplacés par les groupes

sensibles dans les lacs en voie de rétablissement chimique de Sudbury et dans le lac 302S de l'ELA. Toutefois, le rétablissement du phytoplancton dans le lac 302S demeure incomplet, même après le rétablissement complet du pH, en raison surtout de la suppression persistante de la richesse taxonomique.

- ⇒ Bien que les assemblages d'algues benthiques aient eux aussi réagi rapidement, des changements dans la composition et la fonction taxonomiques ont persisté après la diminution de l'acidité. Les algues benthiques ont réagi plus rapidement dans le lac 302S, expérimentalement acidifié, que dans les lacs de Killarney (région de Sudbury), ce qui confirme la conclusion que l'acidification chronique à grande échelle a tendance à accroître le retard du rétablissement par rapport aux temps de rétablissement constatés dans les études d'acidification expérimentale.
- ⇒ La diversité des espèces de zooplancton a tendance à augmenter après la réduction de l'acidité, et on observe généralement des régimes prévisibles de domination des espèces au cours du rétablissement. Le zooplancton de plusieurs lacs de la région de Sudbury, y compris certains lacs gravement endommagés, ressemblait de plus en plus à celui des lacs de référence non acides lorsque la composition chimique des lacs s'améliorait. Malgré les signes de rétablissement rapide, les résultats observés dans la région de Sudbury et l'ELA indiquent des différences entre les modalités du rétablissement des principaux groupes de zooplancton.
- ⇒ À l'opposé, les invertébrés benthiques ont montré moins de signes de rétablissement, bien qu'on ait observé que la colonisation de certains éphémères sensibles aux acides s'était accrue et leur abondance avait augmenté par suite de la baisse de l'acidité des lacs.
- ⇒ En général, le rétablissement des poissons des lacs expérimentalement acidifiés de l'ELA a été une réussite, mais le rétablissement de certaines espèces a été retardé ou est resté incomplet par rapport à leur abondance d'avant l'acidification. On a aussi constaté que le rétablissement des poissons avait des incidences sur la chaîne trophique.
- ⇒ Les observations résumées ici constituent des signes encourageants de rétablissement biologique, mais indiquent aussi que l'acidification risque d'avoir endommagé de façon permanente de nombreux lacs et leurs communautés biologiques.

Des études récentes indiquent que les populations de poissons de pêche sportive des lacs acidifiés de l'Ontario peuvent se rétablir après l'amélioration de la qualité de l'eau, mais les perspectives de rétablissement du saumon de l'Atlantique et du corégone atlantique de NÉ sont peu favorables.

- ⇒ Le touladi et l'achigan à petite bouche se rétablissent bien dans les lacs où les concurrents et les prédateurs sont peu nombreux, bien que l'étude sur le lac 223 de l'ELA indique que le rétablissement naturel soit parfois lent. La reproduction en captivité, le chaulage des lacs acidifiés de la région de Sudbury dans lesquels il vit et la réintroduction ont été cruciaux pour sauvegarder l'omble aurora, en voie de disparition. L'intervention humaine (empoisonnement, pêche à la ligne restreinte) ainsi qu'une bonne connaissance de la structure trophique des lacs en voie de rétablissement peuvent aussi faciliter le rétablissement.
- ⇒ On prévoit que la chimie des rivières à saumon de l'Atlantique de la région des hautes terres du sud de la NÉ restera endommagée durant plusieurs décennies. Les concentrations de calcium, un cation physiologiquement important pour les poissons, demeureront probablement inférieures aux concentrations préindustrielles pendant au moins un siècle. La réduction de l'acidité des rivières, l'accroissement de la production de jeunes poissons et l'amélioration de la survie en mer sont essentiels au rétablissement des populations de saumons. Pour protéger les stocks restants de saumons de l'Atlantique des hautes terres du sud, on dispose des moyens suivants: 1) neutraliser les rivières acidifiées, 2) empoisonner les cours d'eau, 3) stocker des gènes, 4) limiter la pêche. Chez les scientifiques et les autres intervenants, le débat reste ouvert quant à l'efficacité de ces mesures pour protéger et améliorer les stocks de saumon de l'Atlantique des hautes terres du sud.
- ⇒ L'acidification compte parmi les nombreux facteurs de stress en cause dans la diminution des stocks de corégone atlantique, une espèce endémique au Canada et uniquement présente en NÉ. Nous savons maintenant que seuls les poissons de trois lacs semi-naturels arrivent à boucler leur cycle de vie. Les effets de l'acidité sur les déterminants des populations font actuellement l'objet de recherches; on doit tenir compte du rétablissement des habitats acidifiés dans la définition des objectifs de rétablissement.

Les récents programmes de surveillance et recherches mis en œuvre dans l'ELA et la région de Sudbury donnent de nouvelles indications sur les multiples influences qui s'exercent sur le rétablissement chimique et biologique.

- ⇒ Les résultats tirés de l'ELA soulignent que de nombreux facteurs influencent le rétablissement. Par exemple, les interactions du pH et du COD peuvent mener à différentes dynamiques (augmentation de l'intensité du rayonnement UV, réchauffement des eaux profondes) qui, de concert avec les épisodes estivaux de réacidification et la

présence possible de toxines biologiques, ont toutes le potentiel de compromettre le rétablissement biologique.

- ⇒ Les changements climatiques compliquent davantage le rétablissement des milieux acidifiés. Les études sur la région de Sudbury indiquent que les épisodes de réacidification des lacs en cours de rétablissement chimique (par suite de la sécheresse, par exemple) peuvent avoir des répercussions importantes et durables sur les biotes. Les études de l'ELA indiquent que les changements climatiques sont susceptibles de modifier les apports terrestres d'éléments nutritifs et de matière organique dissoute dans les lacs en rétablissement. Dans les lacs à hypolimnion peu profond, la réduction de l'apport de COD favorise la transmission de l'énergie radiante vers les eaux profondes des lacs, ce qui entraîne le rétrécissement de l'habitat des sténothermes (espèces qui survivent seulement sous une plage très étroite de températures).
- ⇒ Malgré la diminution de la concentration des métaux dans plusieurs lacs acidifiés, les données tirées de la région de Sudbury indiquent que des concentrations résiduelles de métaux toxiques continueront à perturber le rétablissement biotique de certains lacs.
- ⇒ La grande influence exercée par les poissons prédateurs sur le rétablissement des invertébrés planctoniques et benthiques illustre l'importance des relations trophiques pour le rétablissement biologique. Il faudra tenir compte de la vulnérabilité des espèces colonisatrices face à la prédation et à la concurrence pour améliorer notre capacité à prévoir les réactions biologiques vis-à-vis des améliorations chimiques.
- ⇒ Le rétablissement des invertébrés benthiques a été facilité par la proximité des sources d'espèces colonisatrices et par une bonne capacité de dispersion. Ces deux facteurs seront des déterminants importants du taux de rétablissement biologique et de la composition taxonomique associée aux profils de rétablissement, particulièrement dans les régions soumises à une acidité chronique à grande échelle.

Le modèle d'évaluation intégrée (MEI), un cadre de sous-modèles traitant de relations de cause à effet, a servi à prévoir les réactions chimiques et biologiques suivant divers scénarios de réduction des émissions de SO₂ pour un ensemble de 1 369 lacs situés dans le sud-est du Canada, mais principalement en Ontario (1 041) (voir la description au chapitre 6).

- ⇒ Un scénario sans émissions ni dépôt anthropique et quatre scénarios de réduction des émissions de SO₂, respectivement de 31%, 54%, 60% et 70% par rapport aux valeurs de 1980, ont été entrés dans le MEI. Les scénarios sont les suivants:

- ⇒ une période récente pour laquelle on dispose de données mesurées sur les dépôts (de 1994 à 1997) et les conditions aquatiques (1997) (scénario de référence);
- ⇒ une estimation réaliste des émissions produites en 2010 et en 2020, compte tenu des mesures de contrôle des émissions existantes et prévues au Canada et aux États-Unis (s2010 et s2020);
- ⇒ un scénario hypothétique qui prévoit une réduction des émissions de 25%, en plus de ce que prévoit le s2020 (appelé arbitrairement s2060).
- ⇒ Dans les provinces de l'Atlantique, le MEI ne prévoit que de faibles changements dans les profils de répartition à l'équilibre de la CNA et du pH, selon les quatre scénarios de réduction des émissions; toutes les valeurs de répartition sont inférieures aux valeurs d'origine estimées.
- ⇒ Au Québec, seul le scénario hypothétique (s2060) indique un rétablissement évident (hausse des valeurs de répartition de la CNA et du pH), mais ce rétablissement ne s'approche pas de la répartition d'origine estimée.
- ⇒ Les réductions de dépôts associées aux quatre scénarios devraient favoriser le rétablissement des lacs en Ontario, mais dans une plage assez réduite. Les améliorations prévues varient selon la situation géographique. Ce sont les lacs modélisés d'un sous-ensemble de Muskoka qui enregistrent de loin l'augmentation la plus élevée du pH, suivis d'un sous-ensemble d'Algoma, tandis qu'un sous-ensemble de Sudbury est le moins touché.
- ⇒ Dans l'ensemble, un grand nombre de lacs de l'Est resteront chimiquement endommagés après la mise en œuvre des mesures de réduction des émissions actuellement prévues et même une réduction supplémentaire de 25% (le scénario hypothétique s2060) ne parviendra pas à abaisser les dommages en dessous du seuil de 5% couramment utilisé pour déterminer la charge critique d'acidité en milieu aquatique.
- ⇒ En général, selon les scénarios de réduction des émissions choisis, les lacs modélisés montrent que la qualité des habitats pour les petits poissons s'améliore, mais faiblement dans le cas des habitats des couples reproducteurs d'oiseaux aquatiques piscivores. Les prévisions en matière de qualité des habitats des oiseaux aquatiques piscivores varient plus d'un scénario à l'autre lorsqu'elles ne portent que sur trois bassins hydrographiques secondaires de l'Ontario.
- ⇒ La réduction des émissions est associée à une baisse de qualité dans les habitats des couples et des petits de garrots à ceil d'or, une tendance qui s'explique par la dépendance alimentaire de cette espèce envers des invertébrés qu'on trouve plus facilement dans les lacs moyennement acides et dépourvus de poisson.

L'information contenue dans le présent chapitre indique qu'il faut poursuivre et améliorer les programmes d'étude et de surveillance des propriétés physico-chimiques et biologiques des écosystèmes acides. Sans l'information qu'ils nous permettent d'acquérir, il sera impossible d'évaluer et de prévoir adéquatement l'état du rétablissement régional des écosystèmes aquatiques au Canada.

- ⇒ Les prévisions fondées essentiellement sur le renversement des tendances à la baisse du pH sont insuffisantes. Il faut continuer à améliorer et à élargir les modèles prédictifs et les données d'observation qui les alimentent, afin de mieux en mieux tenir compte des multiples facteurs qui influencent le rétablissement chimique et biologique.
- ⇒ Il est important de comprendre quels sont les facteurs (réchauffement climatique, invasions biologiques, eutrophisation, contaminants) qui peuvent interagir avec le rétablissement et l'étendue de la nature des interactions. Parallèlement à la surveillance à grande échelle, il faut réaliser des études de cas variables sur la situation géographique, le degré et la durée de l'acidification et la complexité des autres facteurs de stress, afin de mieux comprendre et prévoir le rétablissement des milieux acidifiés.
- ⇒ À ce jour, les travaux sur le rétablissement biologique des milieux acidifiés ont surtout porté sur la compréhension et la prévision de la présence et de l'abondance relative des espèces. On sait très peu de chose sur la façon dont la composition et l'abondance des espèces influent sur les fonctions écologiques de base (p. ex. le transfert et le stockage des éléments nutritifs) des lacs et des milieux humides en cours de rétablissement.
- ⇒ Dans certains cas, il est clair que, sans mesures de gestion, des taxons essentiels (p. ex. des poissons) disparaîtront pour de longues périodes. Il faut entreprendre des recherches visant à accroître l'efficacité de la réintroduction d'espèces disparues du milieu et prévoir les conséquences de l'invasion ou de l'introduction de nouvelles espèces.
- ⇒ Il faut élaborer de nouveaux modèles de prévisions biologiques, appuyés par de la recherche ciblée sur les facteurs de régulation critiques des populations et des communautés (taux de colonisation, prédation, concurrence, survie des adultes et des petits), afin de faire des prévisions de rétablissement qui dressent un tableau plus complet des communautés biologiques potentielles.
- ⇒ La diminution de la concentration de Ca^{2+} pourrait avoir des effets importants sur le rétablissement biologique. De trop faibles concentrations de Ca^{2+} risquent d'affecter la répartition des organismes ayant des besoins en Ca^{2+}

relativement élevés et d'accroître la vulnérabilité de certains organismes à d'autres facteurs de stress, notamment à l'acidité, aux métaux ou au rayonnement ultraviolet.

L'information récente résumée ici indique qu'une grande partie des lacs acidifiés du sud-est du Canada restera chimiquement et biologiquement endommagés même après l'atteinte des objectifs actuels de réduction des émissions. C'est pourquoi il faut renforcer les objectifs de réduction des dépôts de S afin d'accélérer le renversement de la pollution acide chronique. Pour arriver à comprendre et à prévoir les changements des écosystèmes dans un environnement où s'accumulent les facteurs de stress, il faut mettre en place un programme hiérarchique à long terme qui intègre l'information provenant d'un cadre national de surveillance à grande échelle conjugué à des recherches intensives sur les facteurs de stress et les mécanismes de rétablissement des écosystèmes (voir aussi le chapitre 6).

7.8 REMERCIEMENTS

Les personnes suivantes ont apporté leur précieuse contribution à ce chapitre: (section 7.4.2) John M. Gunn, Jocelyne Heneberry; (section 7.4.3) Llewellyn M. Armstrong, Helen M. Baulch, Kenneth G. Beaty, Rod W. Brook, Sandy M. Challenchuk, Ian J. Davies, William F. Donahue, Brenda J. Hann, Robert E. Hecky, Leonard L. Hendzel, Susan E. M. Kasian, Mark E. Lyng, Diane F. Malley, Stephen J. Page, David W. Schindler, Eva U. Schindler, Michael P. Stainton et Elise M. Watkins; (section 7.6) Phil Fong, Craig McCrimmon, Oskar Resler, Chul-Un Ro, Alex Storey (figures, bibliographie); Kirsten M. Miller.

7.9 BIBLIOGRAPHIE

- Aherne, J., Dillon, P.J., Cosby, B.J. 2003. Acidification and recovery of aquatic ecosystems in south central Ontario, Canada: Regional application of the MAGIC model. *Hydrol. Earth Sys. Sci.* 7, 561-573.
- Aherne, J., Larssen, T., Dillon, P.J., Cosby, B.J. 2004. Effects of climate events on elemental fluxes from forested catchments in Ontario, Canada: modeling drought-induced redox processes. *Water, Air Soil Poll. Focus* 4, 37-48.
- Amiro, P.G. 2000. Assessment of the status, vulnerability and prognosis for Atlantic salmon stocks of the southern upland of Nova Scotia. 2000/062, Canadian Stock Assessment Secretariat, 34pp.
- Arnott, S.E., Yan, N., Keller, B., Nicholls, K. 2001. The influence of drought-induced acidification of the recovery of plankton in Swan Lake (Canada). *Ecol. Appl.* 11, 747-763.
- Arnott, S.E., Keller, B., Dillon, P.J., Yan, N., Paterson, M., Findlay, D.L. 2003. Using temporal coherence to determine the response to climate change in boreal shield lakes. *Environ. Monit. Assess.* 88, 365-388.
- Barr, J.F. 1996. Aspects of Common Loon (*Gavia immer*) feeding biology on its breeding ground. *Hydrobiol.* 321, 119-144.
- Battram, J.C. 1990. Tolerance of acid water by native brown trout (*Salmo trutta* L.). *Comp. Biochem. Physiol.* 96C, 377-380.
- Bilton, D.T., Freeland, J.R., Okamura, B. 2001. Dispersal in freshwater invertebrates. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 32, 159-181.
- Blancher, P.J., McNicol, D.K. 1988. Breeding biology of tree swallows in relation to wetland acidity. *Can. J. Zool.* 66, 842-849.
- Blancher, P.J., McNicol, D.K. 1991. Tree swallow diet in relation to wetland acidity. *Can. J. Zool.* 69, 2629-2637.
- Bradford, R.G., Longard, D.L., Longue, P. 2004a. Status, trend, and recovery considerations in support of an allowable harm assessment for Atlantic whitefish (*Coregonus huntsmani*). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2004/109.
- Bradford, R.G., Schaefer, H., Stevens, G. 2004b. Scope for human-induced mortality in the context of Atlantic Whitefish (*Coregonus huntsmani*) survival and recovery. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2004/110.
- Comité Canada-États-Unis de la qualité de l'air. 2004. Évaluation Canada-États-Unis portant sur le transport frontalier des particules. Rapport du Sous-comité Canada – États-Unis de collaboration scientifique en soutien de l'accord sur la qualité de l'air. ISBN 0-662-38678-7. Ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux.
- Carbone, J., Keller, W., Griffiths, R.W. 1998. Effects of changes in acidity on aquatic insects in rocky littoral habitats of lakes near Sudbury, Ontario. *Restor. Ecol.* 6, 376-389.
- Carignan, R. 1989. Géochimie et géochronologie sédimentaire récente de huit lacs du Témiscamingue. INRS-Eau pour le ministère de l'Environnement du Québec, Environoq 890521, report No. PA-36, Québec, Québec, 142 pp.
- Clair, T.A., Pollock, T.L., Collins, P., Kramer, J. R. 1992. How brown waters are influenced by acidification: the HUMEX lake case study. *Environ. Int.* 18, 589-596.
- Clair, T.A., Dennis, I.F., Cosby, B.J. 2003. Probable changes in lake chemistry in Canada's Atlantic Provinces under proposed North American emission reductions. *Hydrol. Earth Sys. Sci.* 7, 574-582.
- Clair, T.A., Dennis, I.F., Amiro, P.G., Cosby, B.J. 2004. Past and future chemistry changes in acidified Nova Scotian Atlantic salmon (*Salmo salar*) rivers: a dynamic modeling approach. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61, 1965-1975.

- Cook, R.B., Kelly, C.A., Schindler, D.W., Turner, M. A. 1986. Mechanisms of hydrogen ion neutralization in an experimentally acidified lake. *Limnol. Oceanogr.* 31, 134-148.
- Cosby, B.J., Wright, R.F., Hornbeger, G.M., Galloway, J.N. 1985. Modelling the effects of acid deposition: assessment of a lumped parameter model of soil water and stream water chemistry. *Wat. Resour. Res.* 21, 51-63.
- Cosby, B.J., Ferrier, R.C., Jenkins, A., Wright, R.F. 2001. Modelling the effects of acid deposition: refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model. *Hydrol. Earth Sys. Sci.* 5, 499-517.
- Couture, S. 1995. Response of the Laflamme Lake watershed, Québec, to reduced sulphate deposition (1981-1992). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52, 1936-1943.
- Depledge, M.H. 1999. Recovery of ecosystems and their components following exposure to pollution. *J. Aquat. Ecosys. Stress Recov.* 6, 199-206.
- Dillon, P.J., Reid, R.A., Girard, R. 1986. Changes in the chemistry of lakes near Sudbury, Ontario following reductions of SO₂ emissions. *Water Air Soil Poll.* 31, 59-65.
- Dillon, P.J., Molot, L.A., Futter, M. 1997. A note on the effects of El Niño-related drought on the recovery of acidified lakes. *Environ. Monit. Assess.* 46, 105-112.
- Dillon, P.J., Somers, K.M., Findeis, J., Eimers, M.C. 2003. Coherent response of lakes in Ontario, Canada to reductions in sulphur deposition: the effects of climate on sulphate concentrations. *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 7, 585-595.
- Doka, S.E., McNicol, D.K., Mallory, M.L., Wong, I., Minns, C.K., Yan, N.D. 2003. Assessing potential for recovery of biotic richness and indicator species to changes in acidic deposition and lake pH in five areas of southeastern Canada. *Environ. Monit. Assess.* 88, 53-101.
- Donahue, W.F., Turner, M.A., Findlay, D.L., Leavitt, P.R. 2003. The role of solar radiation in structuring of shallow benthic communities of boreal lakes. *Limnol. Oceanogr.* 48, 31-47.
- Dupont, J. 2004. Projet Noranda phase IV – Évolution récente de l'acidité des lacs de l'ouest québécois, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq no ENV/2004/0136, collection no QE/141, 26pp, 4 ann.
- Edge, T. A., Gilhen, J. 2001. Updated status report on the endangered Atlantic whitefish *Coregonus huntsmani*. *Can. Field Nat.* 115, 635-652.
- Eimers, M.C., Dillon, P.J. 2002. Climate effects on sulphate flux from forested catchments in south-central Ontario. *Biogeochem.* 61, 337-355.
- Findlay, D.L. 2003. Response of phytoplankton communities to acidification and recovery in Killarney park and the Experimental Lakes Area, Ontario. *Ambio* 32, 190-195.
- Findlay, D.L., Kasian, S.E.M., Turner, M.A., Stainton, M.P. 1999. Responses of phytoplankton and epilithon during acidification and early recovery of a lake. *Freshwater Biol.* 42, 159-175.
- Fivelstad, S., Olsen, A.B., Stefansson, S., Handeland, S., Waagbø, R., Kroglund, F., Colt, J. 2004. Lack of long-term sublethal effects of reduced freshwater pH on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts subsequently transferred to seawater. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61, 511-518.
- Fung, C.S., Misra, P.K., Bloxam, R., Wong, S. 1991. A numerical experiment on the relative importance of H₂O₂ and O₃ in aqueous conversion of SO₂ to SO₄. *Atmos. Environ.* 25A, 411-423.
- Girard, R. E., Yan, N. D., Heneberry, J. C., Keller, W. 2003. Physical and chemical data series from four Sudbury lakes (Clearwater, Lohi, Middle and Hannah lakes): Long-term responses to liming, and natural recovery from historical acidification and metal contamination. Ontario Ministry of Environment, 160pp.
- Gorham, E. 1957. The chemical composition of lake waters in Halifax County, Nova Scotia. *Limnol. Oceanogr.* 2, 12-21.
- Gorham, E., Gordon, A.G. 1960. The influence of smelter fumes upon the chemical composition of lake waters near Sudbury, Ontario and upon the surrounding vegetation. *Can. J. Bot.* 38, 477-487.
- Gunn, J.M. (dir. de publ.). 1995. *Environmental Restoration and Recovery of an Industrial Region*. Springer-Verlag, New York, NY.
- Gunn, J.M. 2001. Impact of the 1998 El Niño event on a lake charr, *Salvelinus namaycush*, population recovering from acidification. *Environ. Biol. Fish.* 64, 343-351.
- Gunn, J.M., Keller, W. 1990. Biological recovery of an acid lake after reductions in industrial emissions of sulfur. *Nature* 345, 431-433.
- Gunn, J.M., Mills, K.H. 1998. The potential for restoration of acid-damaged lake trout lakes. *Restor. Ecol.* 6, 390-397.
- Gunn, J.M., Sandøy, S. 2001. Northern lakes recovery study (NLRs) ? biomonitoring at the ecosystem level. *Water Air Soil Pollut.* 130, 131-140.
- Gunn, J.M., Sandøy, S. 2003. Introduction to the Ambio special issue on biological recovery from acidification: northern lakes recovery study. *Ambio* 32, 162-164.
- Gunn, J.M., Sein, R. 2000. Effects of forestry roads on reproductive habitat and exploitation of lake trout (*Salvelinus namaycush*) in three experimental lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57, 97-104.
- Hann, B.J., Turner, M.A. 1999. Exploitation by microcrustacea of a new littoral habitat in an acidified lake. *Hydrobiologia* 416, 65-75.
- Hann, B.J., Turner, M.A. 2000. Littoral microcrustacea of a new littoral habitat in an acidified lake. *Freshwater Biol.* 43, 133-146.

- Hélie, R.G., Wickware, G.M., Sioh, M. 1993. Évaluation quantitative des eaux de surface menacées par l'acidification dans l'est du Canada. Environnement Canada, Ottawa, Ontario, Canada, 101 p.
- Hesslein, R.H., Turner, M.A., Guss, D., Lyng, M. En préparation. Distinguishing DOC-related changes in physical and chemical properties of a boreal lake due to climate variation and experimental acidification.
- Holling, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 4, 1-23.
- Hurley, G.V., Foyle, T.P., White, W.J. 1989. Differences in acid tolerance during the early life stages of three strains of brook trout, *Salvelinus fontinalis*. *Water. Air Soil Poll.* 46, 387-398.
- ICES CM (International Council for the Exploration of the Sea). 2004. Report of the Working Group on North Atlantic Salmon. ICES CM/ACFM: 20, Ref. I Advisory Committee on Fishery Management
- Jansen, W.A., Hesslein, R.H. 2004. Potential effects of climate warming on fish habitats in temperate zone lakes with special reference to Lake 239 of the Experimental Lakes Area (ELA), north-western Ontario. *Environ. Biol. Fish.* 70, 1-22.
- Jeffries, D.S. (Ed.). 1997. 1997 Canadian Acid Rain Assessment, Volume 3: The effects on Canada's lakes, rivers and wetlands. Environment Canada, Ottawa, Ontario, 178 pp.
- Jeffries, D.S., Lam, D.C.L., Wong, I., Moran, M.D. 2000. Assessment of changes in lake pH in southeastern Canada arising from present levels and expected reductions in acidic deposition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (Suppl. 2), 40-49.
- Jeffries, D.S., Semkin, R.G., Beall, F.D., Franklyn, J. 2002. Temporal trends in water chemistry in the Turkey Lakes Watershed, Ontario, Canada, 1982-1999. *Water. Air Soil Poll., Focus* 2, 5-22.
- Jeffries, D.S., Brydges, T.G., Dillon, P.J., Keller, W. 2003a. Monitoring the results of Canada/U.S.A. acid rain control programs: some lake responses. *Environ. Monit. Assess.* 88, 3-19.
- Jeffries, D.S., Clair, T.A., Couture, S., Dillon, P.J., Dupont, J., Keller, W., McNicol, D.K., Turner, M.A., Vet, R., Weeber, R. 2003b. Assessing the recovery of lakes in southeastern Canada from the effects of acidic deposition. *Ambio* 32, 176-182.
- Jeffries, D.S., Turner, M.A., Hesslein, R.H., Kasian, S.E.M., Hecky, R.E. En préparation. Hysteresis in the physicochemical properties of a boreal forest lake recovering from acidification.
- Keller, W., Yan, N. 1998. Biological recovery from lake acidification: Zooplankton communities as a model of patterns and processes. *Restor. Ecol.* 6, 364-375.
- Keller, W., Pitblado, J.R., Carbone, J. 1992. Chemical responses of acidic lakes in the Sudbury, Ontario, area to reduced smelter emissions, 1981-1989. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49 (Suppl. 1), 25-32.
- Keller, W.B., Gunn, J.M., Yan, N.D. 1999. Acid rain? Perspectives on lake recovery. *J. Aquat. Ecosys. Stress Recov.* 6, 207-216.
- Keller, W., Dixit, S.S., Heneberry, J. 2001. Calcium declines in northeastern Ontario lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 2011-2020.
- Keller, W., Yan, N.D., Somers, K.M., Heneberry, J.H. 2002. Crustacean zooplankton communities in lakes recovering from acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59, 726-735.
- Keller, W., Heneberry, J.H., Dixit, S.S. 2003. Decreased acidic deposition and the chemical recovery of Killarney, Ontario, lakes. *Ambio*, 32, 183-189.
- Keller, W., Heneberry, J., Gunn, J. M., Snucins, E. J., Morgan, G. E., Leduc, J. 2004. Recovery of acid and metal-damaged lakes near Sudbury, Ontario: trends and status. Cooperative Freshwater Ecology Unit and Laurentian University, 53pp.
- Kelly, C.A., Amaral, J., Turner, M.A., Rudd, J.W.M., Schindler, D.W., Stainton, M.P. 1995. Disruption of sulfur cycling and acid neutralization in lakes of low pH. *Biogeochem.* 28, 115-130.
- Lacroix, G.L. 1996. Long-term enhancement of habitat for salmonids in acidified running waters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53 (Suppl. 1), 283-294.
- Lam, D.C.L., Swayne, D.A., Wong, I., Storey, J. 1992. A knowledge-based approach to regional acidification modelling. *Environ. Monit. Assess.* 23, 83-98.
- Lam, D.C.L., Puckett, K.J., Wong, I., Moran, M.D., Fenech, G., Jeffries, D.S., Olson, M.P., Whelpdale, D.M., McNicol, D.K., Mariam, Y.K.G., Minns, C.K. 1998. An integrated acid rain assessment model for Canada: from source emission to ecological impact. *Wat. Qual. Res. J. Can.* 33, 1-17.
- Larssen, T., Brereton, C., Gunn, J.M. 2003. Dynamic modeling of recovery from acidification of lakes in Killarney Park, Ontario, Canada. *Ambio*, 32, 244-248.
- Legault, C.M. Sous presse. Population viability analysis of Atlantic salmon in Maine, USA. *Trans. Amer. Fish. Soc.*
- Likens, G.E., Driscoll, C.T., Buso, D.C. 1996. Long-term effects of acid rain: response and recovery of a forest ecosystem. *Science* 272, 244-246.
- Likens, G.E., Driscoll, C.T., Buso, D.C., Siccama, T.G., Johnson, C.E., Lovett, G.M., Fahey, T.J., Reiners, W.A., Ryan, D.F., Martin, C.W., Bailey, S.W. 1998. The biogeochemistry of calcium at Hubbard Brook. *Biogeochem.* 41, 89-173.
- Magee, J.A., Obedzinski, M., McCormick, S.D., Kocik, J.F. 2003. Effects of episodic acidification on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60, 214-221.
- Mallory, M.L., McNicol, D.K., Cluis, D.A., Laberge, C. 1998. Chemical status and trends of small lakes near Sudbury, Ontario, 1983-1995: evidence of continued chemical recovery. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55, 63-75.

- Mills, K.H., Chalanchuk, S.M. 1992. Effects of acidification on lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*). Proceedings of an international conference on coregonid biology, Québec, Canada. August, 1990. Polskie Archiwum Hydrobiologii 39, 423-430.
- Mills, K.H., Chalanchuk, S.M., Allan, D.J. 2000. Recovery of fish populations in lake 223 from experimental acidification. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57, 192-204.
- Mills, K.H., Chalanchuk, S.M., Allan, D.J. 2002a. Biomass and production of lake charr during the acidification and pH recovery of a small Ontario lake. Environ. Biol. Fish. 64, 293-301.
- Mills, K.H., Chalanchuk, S.M., Findlay, D.L., Allan, D.J., McCulloch, B.R. 2002b. Abundance, annual survival, and recruitment of unexploited and exploited lake charr, *Salvelinus namaycush*, populations at the experimental lakes area, northwestern Ontario. Environ. Biol. Fish. 64, 281-292.
- Moran, M.D. et P.A. Makar. 2001. 2001. Nature des sources d'émissions. In: Contributions des précurseurs aux matières particulaires dans l'air ambiant au Canada, Rapport du SMC, n° de catalogue En56-167/2001E, mai, Service météorologique du Canada, Environnement Canada, Downsview, Ontario, 37-93.
- MPO. 2000. Effets des pluies acides sur le saumon atlantique des hautes terres du Sud de la Nouvelle-Ecosse. rapport de la région des Maritimes sur l'état de l'habitat; 2000/2F. Ministère des Pêches et des Océans, Dartmouth, NÉ. 20 p.
- MPO. 2003. Survol des stocks de saumon des provinces Maritimes (2002). Ministère des Pêches et des Océans, Sciences. Rapport sur l'état des stocks 2003/026.
http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas/çsas/etat/2003/SSR2003_026_f.pdf
- MPO. 2004. Évaluation des dommages acceptables concernant le corégone atlantique. Ministère des Pêches et des Océans, Sciences. Rapport sur l'état des stocks 2004/052.
- MPO. À paraître. National recovery strategy for the Atlantic whitefish (*Coregonus huntsmani*). Department of Fisheries and Oceans, Halifax, NS.
- Murphy, K.-A. 1995. *Microbial Ecology of a Freshwater Fish Kill*. University of Western Ontario. 124pp.
- Norton, S.A., Vesel?, J. 2003. Acidification and acid rain. In: H.D. Holland, K.K. Turekian (Eds.), *Treatise on Geochemistry, Volume 9 Environmental Geochemistry*, pp 367-406. Elsevier-Pergamon, Oxford.
- Olden, J.D., Jackson, D.A. 2000. Torturing data for the sake of generality: how valid are our regression models? *Ecoscience* 7, 501-510.
- Olson, M.P., Voldner, E.C., Oikawa, K.K. 1983. Transfer matrices from the AES-LRT model. *Atmos.-Ocean* 21, 344-361.
- Paterson, M., Turner, M.A., Chang, P., Findlay, D.L., Chang, W., Malley, D., Wesson, L. En préparation. Changes in zooplankton community structure during and following a whole-lake acidification experiment.
- Pearsall, J. (dir. de publ.). 1998. *New Oxford Dictionary of English*. Clarendon Press, Oxford, U.K., 2152 pp.
- Pollard, H.G., Colbourne, J.K., Keller, W.B. 2003. Reconstruction of centuries-old Daphnia communities in a lake recovering from acidification and metal contamination. *Ambio* 32, 214-218.
- Power, M. 1998. Decision-making for the restoration of Atlantic salmon populations damaged by acid precipitation: the interplay of biology and economics. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55, 143-149.
- Power, M. 1999. Recovery in aquatic ecosystems: an overview of knowledge and needs. *J. Aquat. Ecosys. Stress Recov.* 6, 253-257.
- Raddum, G.G., Fjellheim, A. 2003. Liming of River Audna, southern Norway: a large-scale experiment of benthic invertebrate recovery. *Ambio* 32, 230-239.
- Rask, M., Raitaniemi, J., Manno, J., Vuorenmaa, J., Nyberg, K. 1995. Losses and recoveries of fish populations in acidified lakes of southern Finland in the last decade. *Water Air Soil Poll.* 85, 315-320.
- Ray, M.A. 1997. The role of bacteria in a freshwater fish kill of an experimentally acidified lake. University of Western Ontario. 119pp.
- RESCAPÉ. 2004. Rétablissement des espèces canadiennes en péril, rapport annuel n° 14. Ottawa, Ontario. 36 p.
- Rooney, N.M. 1995. *Phytoplankton Community Change in an Experimentally Acidified Lake*. University of Western Ontario. 98pp.
- Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Schindler, D.W., Turner, M.A. 1988. Disruption of the nitrogen cycle in acidified lakes. *Science* 240, 1515-1517.
- Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Schindler, D.W., Turner, M.A. 1990. A comparison of the acidification efficiencies of nitric and sulfuric acids by two whole-lake addition experiments. *Limnol. Oceanogr.* 35, 663-679.
- Scheider, W., Dillon, P.J. 1976. Neutralization and fertilization of acidified lakes near Sudbury, Ontario. *Water Pollut. Res. J. Canada* 11, 93-100.
- Schindler, D.W. 2001. The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millennium. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 18-29.
- Schindler, D.W., Curtis, P.J., Parker, B.R., Stainton, M.P. 1996. Consequences of climate warming and lake acidification for

- UV-B penetration in North American boreal lakes. *Nature* 379, 705-708.
- Sedinger, J.S. 1992. Ecology of pre fledging waterfowl. In: B.D.J. Batt, A.D. Afton, M.G. erson, C.D. Ankney, D.H. Johnson, J.A. Kadlec and G.L. Krapu (Eds.), *Ecology And Management of Breeding Waterfowl*, pp. 109-127. University of Minnesota Press. Minneapolis, Minnesota.
- Small, M.J., Sutton, M.C. 1986. A regional pH-alkalinity relationship. *Wat. Res.* 20, 335-343.
- Snucins, E.J. 2003. Recolonization of acid-damaged lakes by the benthic invertebrates *Stenacron interpunctatum*, *Stenonema femoratum*, and *Hyallolela azteca*. *Ambio* 32, 225-229.
- Snucins, E.J., Gunn, J.M. 2003. Use of rehabilitation experiments to understand the recovery dynamics of acid-stressed fish populations. *Ambio* 32, 240-243.
- Snucins, E.J., Gunn, J.M., Keller, W. 1995. Restoration of the aurora trout to its acid-damaged native habitat. *Conserv. Biol.* 9, 1307-1311.
- Snucins, E.J., Gunn, J.M., Keller, B., Dixit, S., Hindar, A., Henriksen, A. 2001. Effects of regional reductions in sulphur deposition on the chemical and biological recovery of lakes within Killarney park, Ontario, Canada. *Environ. Monit. Assess.* 67, 179-194.
- St. Louis, V.L., Barlow, J.C. 1993. The reproductive success of tree swallows nesting near experimentally acidified lakes in northwestern Ontario. *Can. J. Zool.* 71, 1090-1097.
- St. Louis, V.L., Breebaart, L., Barlow, J.C. 1990. Foraging behavior of tree swallows over acidified and nonacidic lakes. *Can. J. Zool.* 68, 2885-2392.
- St. Louis, V.L., Gerrard, P., Turner, M.A. En préparation. Recovery of reproductive capacity in tree swallows after acidification.
- Stoddard, J.L. 1994. Long-term changes in watershed retention of nitrogen: its causes and aquatic consequences. In: L.A. Baker (Ed.), *Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs, Advances in Chemistry Series No. 237*, pp. 223-284. American Chemical Society, Washington, D.C.
- Stoddard, J.L., Jeffries, D.S., Lükewille, A., Clair, T.A., Dillon, P.J., Driscoll, C.T., Forsius, M., Johannessen, M., Kahl, J.S., Kellogg, J.H., Kemp, A., Mannio, J., Monteith, D., Murdoch, P.S., Patrick, S., Rebsdorf, A., Skjelkvåle, B.L., Stainton, M.P., Traaen, T., van Dam, H., Webster, K.E., Wieting, J., Wilander, A. 1999. Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe. *Nature* 401, 575-578.
- Turner, M.A., Howell, E.T., Summerby, M., Hesslein, R.H. 1991. Changes in epilithon and epiphyton associated with experimental acidification of a lake to pH 5. *Limnol. Oceanogr.* 36, 1390-1405.
- Turner, M. A., Schindler, D.W., Findlay, D.L., Jackson, M.B., Robinson, G.G.C. 1995. Disruption of littoral algal communities caused by experimental lake acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52, 2238-2250.
- Turner, M.A., Paterson, M.J., Findlay, D.L., Mills, K.H., Hendzel, L.L., McNicol, D.K., Hann, B.J., Vinebrooke, R.D., Watkins E.M. 2002. Biological recovery and disorder in a boreal forest lake recovering from acidification. Poster Victoria, BC.
- Turner, M.A., Armstrong, L., Baulch, H.M., Chalanchuk, S.M., Davies, I.J., Findlay, D.L., Hann, B.J., Hendzel, R.H., Hesslein, R.H., Kasian, S.E.M., McNicol, D.K., Mills, K.H., Paterson, M.J., Trick, C.G., Vinebrooke, R.D. En préparation. a. Biological disorder in a boreal forest lake recovering from acidification. \
- Turner, M.A., Findlay, D.L., Baulch, H.M., Armstrong, L.M., Kasian, S.E.M., McNicol, D.K., Vinebrooke, R.D. En préparation. b. Recovery from acidification of benthic algal assemblages in a boreal shield lake.
- U.S. EPA. 2001. National Air Quality and Emission Trends Report, 1999. Report No. EPA-454/R-01-004, March, Office of Air Quality Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina, 238 pp.
- Vander Zanden, M.J., Casselman, J.M., Rasmussen, R.B. 1999. Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature* 401, 464-467.
- Venkatram, A., Karamchandani, P.K., Misra, P.K. 1988. Testing a comprehensive acid deposition model. *Atmos. Environ.* 22, 737-747.
- Vinebrooke, R.D., Turner, M.A., Kidd, K.A., Hann, B.J., Schindler, D.W. 2001. Truncated foodweb effects of omnivorous minnows in a recovering acidified lake. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 20, 629-642.
- Vinebrooke, R.D., Graham, M.D., Findlay, D.L., Turner, M.A. 2003a. Resilience of epilithic algal assemblages in atmospherically and experimentally acidified boreal lakes. *Ambio* 32, 196-196.
- Vinebrooke, R.D., Schindler, D.W., Findlay, D.L., Turner, M.A., Paterson, M., Mills, K.H. 2003b. Trophic dependence of ecosystem resistance and species compensation in experimentally acidified lake 3025 (Canada). *Ecosystems* 6, 101-113.
- Vinebrooke, R.D., Cottingham, K.L., Norberg, J., Scheffer, M., Dodson, S.I., Maberly, S.C., Sommer, U. 2004. Impacts of multiple stressors on biodiversity and ecosystem functioning: the role of species co-tolerance. *Oikos* 104, 451-457.
- Vinebrooke, R.D., Turner, M.A., Findlay, D.L., Paterson, M., Schindler, D.W. En préparation. Ecosystem functioning during anthropogenic stress and recovery: a 20-year whole-lake experimental investigation.



- Watkins, E.M., Schindler, D.W., Turner, M.A., Findlay, D.L. 2001. Effects of solar ultraviolet radiation on epilithic metabolism, and nutrient and community composition in a clear-water boreal lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 2059-2070
- Watt, W.D., Farmer, G.J., White, W.J. 1983. Studies on the use of limestone to restore Atlantic salmon habitat in acidified rivers, p. 374 – 379. *Lake and Reservoir Management*. In: Proceedings on the third annual conference of the North American Lake Management Society, Knoxville, Tennessee.
- Watt, W.D., Scott, C.D., Zamora, P.J., White, W.J. 2000. Acid toxicity levels in Nova Scotia rivers have not declined in synchrony with the decline in sulfate levels. *Water Air Soil Poll.* 118, 203-229.
- Weidman, P., Turner, M.A., Goldsborough, G.G. En cours de révision. Limitations on the effects of ultraviolet radiation on benthic algae in a clear boreal forest lake.
- Winter, J.G., Keller, B., Patterson, A.M., Somers, K.M., Yan, N. 2004. Monitoring biological recovery of Clearwater Lake from acid and metal contamination using phytoplankton community composition. Non publié.
- Yan, N.D., Miller, G.E. 1984. Effects of deposition of acids and metals on chemistry and biology of lakes near Sudbury, Ontario. In: J.O. Nriagu (dir. de publ.), *Environmental Impacts of Smelters*, pp. 243-282. John Wiley & Sons, Toronto, Ontario.
- Yan, N.D., Strus, R. 1980. Crustacean zooplankton communities of acidic, metal-contaminated lakes near Sudbury, Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 2282-2293.
- Yan, N.D., Keller, W., Gunn, J.M. 1995. Liming of Sudbury Lakes: Lessons for Recovery of Aquatic Biota from Acidification. In: J.M. Gunn (dir. de publ.), *Restoration and Recovery of an Industrial Region: Progress in Restoring the Smelter-Damaged Landscape near Sudbury, Canada.*, pp. 195-204. Springer-Verlag. New York.
- Yan, N.D., Keller, W., Scully, N.M., Lean, D.R.S., Dillon, P.J. 1996a. Increased UV-B penetration in a lake owing to drought-induced acidification. *Nature* 381, 141-143.
- Yan, N.D., Keller, W., Somers, K.M., Pawson, T.W., Girard, R.E. 1996b. The recovery of crustacean zooplankton communities from acidification: comparing manipulated and reference lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53, 1301-1327.
- Yan, N.D., Leung, B., Keller, W.B., Arnott, S.E., Gunn, J.M., Raddum, G.G. 2003. Developing conceptual frameworks for the recovery of aquatic biota from acidification. *Ambio*. 32, 165-169.
- Yan, N.D., Girard, R.E., Heneberry, J.C., Keller, W.B., Gunn, J.M., Dillon, P.J. 2004. Recovery of copepod, but not cladoceran, zooplankton from severe and chronic effects of multiple stressors. *Ecology Letters* 7, 452-460.





Les charges critiques sont-elles dépassées?

D.S. Jeffries et R. Ouimet

8.1 MESSAGES CLÉS

- ➡ Les charges critiques (CC) d'acidité (soufre + azote) de lacs échantillonnés et de sols forestiers ont été déterminées à l'aide de modèles à l'équilibre. Le dépassement de la charge critique d'un milieu donné (différence entre le taux de dépôt acidifiant et la charge critique) a été déterminé selon deux estimations différentes des taux actuels de dépôt acidifiant: le « lessivage de l'azote » (situation actuelle) et l'« état d'équilibre » (situation future potentielle).
- ➡ On a constaté que les dépassements actuels les plus élevés calculés selon le lessivage de l'azote dans les lacs échantillonnés touchent 11% de la superficie cartographiée de l'est du Canada, ce qui inclut le sud de la Nouvelle Écosse et du Nouveau Brunswick ainsi que le centre et le centre sud de l'Ontario. Les dépassements les plus élevés des sols forestiers des provinces de l'Est calculés selon le lessivage de l'azote ont été constatés à Terre Neuve-et-Labrador, en Nouvelle Écosse, au Québec et en Ontario.
- ➡ Des dépassements très élevés des charges critiques à long terme des lacs échantillonnés ont été constatés dans toutes les provinces de l'Est, sauf au Labrador. Les charges critiques à long terme des sols forestiers sont dépassées sur 52% de la superficie cartographiée du sud-est du Canada (932 300 km²). Ces dépassements indiquent clairement que, si les taux actuels de dépôt d'azote mènent à terme à de la saturation en azote, l'effet des dépassements des CC sera considérable.
- ➡ Des cartes combinées aquatiques-terrestres des CC et des dépassements ont été produites pour la première fois en Amérique du Nord. Dans l'est du Canada, les CC sont dépassées sur 21% et 75% de la superficie cartographiée selon les résultats obtenus avec les méthodes respectives du lessivage de l'azote et de l'état d'équilibre.
- ➡ Quelle que soit la méthode utilisée pour calculer les charges critiques, des réductions supplémentaires des dépôts acides seront nécessaires pour protéger les écosystèmes du Canada.

8.2 INTRODUCTION

D.S. Jeffries et R. Ouimet

Le notion de charge critique (CC) en Amérique du Nord est mentionnée pour la première fois (et de façon très controversée) dans le Mémoire déclaratif d'intention concernant la pollution atmosphérique transfrontière (É.-U. – Canada, 1983), la plus ancienne entente bilatérale sur les pluies acides et dans un document destiné à l'origine à servir de base à une entente entre les deux pays pour atténuer ce problème. Les valeurs présentées dérivait alors de l'association empirique notée entre les effets aquatiques observés et les dépôts mesurés, correctement désignées « charges cibles ». On a peu après utilisé des modèles de la chimie de l'eau et du sol pour améliorer ces valeurs empiriques (voir la section 8.2.1).

Du milieu à la fin des années 1980, les pays européens qui avaient signé la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe (CEE-ONU) (que le Canada avait signée en 1979) s'étaient engagés à réaliser un programme ambitieux de détermination des charges critiques pour guider la réduction des émissions sur tout le continent. Plusieurs modèles d'acidification de l'eau et des sols avaient été élaborés et améliorés à cette fin, des protocoles de cartographie avaient été établis et des guides avaient été produits (p. ex., voir Nilsson et Grennfelt, 1988; Grennfelt et Thörnelöf, 1992; Posch et al., 1995, 2003).

À l'aide d'un système « expert » de modèles de chimie de l'eau à l'équilibre (Lam et al., 1989), on a déterminé des CC des milieux aquatiques régionaux du sud est du Canada et leurs dépassements dans l'évaluation de 1990 (CCRS, 1990a; Jeffries et Lam, 1993). Pour l'évaluation de 1997, on a utilisé le même système (maintenant amélioré et incorporé à la structure d'un modèle d'évaluation intégrée; Lam et al., 1992, 1994, 1998) pour améliorer les valeurs de plusieurs groupes de lacs de l'Est et pour étendre l'analyse à des lacs du nord de l'Alberta (Jeffries, 1997; Jeffries et al., 1999). Dans les deux cas, seules les CC de soufre ont été déterminées. Plus récemment, on a évalué les CC de milieux aquatiques à l'aide de modèles

à l'équilibre conçus et utilisés à l'origine en Europe (Henriksen et Posch, 2001). Le modèle de la chimie de l'eau à l'équilibre (modèle « SSWC ») a été appliqué à des ensembles de données régionales de l'Ontario (ON) (Henriksen et al., 2002; Watmough et Dillon, 2002), à des ensembles de données des autres provinces de l'Est et des états de la Nouvelle Angleterre (Dupont et al., sous presse), et à des lacs de la région des sables bitumineux du nord de l'Alberta (WRS, 2004). Par ailleurs, un modèle plus complexe – le modèle du bilan de l'acidité de premier ordre (modèle « FAB ») – a été appliqué à l'ON également (Hindar et al., 2000, 2001; Aherne et al., 2004). On tient compte dans les modèles SSWC et FAB du soufre et de l'azote pour déterminer les CC ou les dépassements (voir la discussion à la section 8.4 ci-dessous). Dans le reste de ce chapitre, l'abréviation « CC-S » est utilisée pour les CC de soufre seulement, alors que l'abréviation « CC » désigne la charge critique d'acidité combinée venant du soufre (S) et de l'azote (N).

Le plus souvent, on a déterminé les CC d'acidité généralement à des endroits précis dans des forêts de l'est du Canada et leurs dépassements en suivant la méthode de la CEE-ONU (Posch et al., 1995), (Arp et al., 1996; Oja et Arp, 1998; Moayeri, 2001; Ouimet et al., 2001; Watmough et Dillon, 2003). Dans l'évaluation de 1997 (Hall et al., 1997), on a surtout utilisé les résultats de Arp et al. (1996). Le Groupe de travail des gouverneurs de la Nouvelle Angleterre et des premiers ministres de l'est du Canada (GNA/PMEC; NEG/ECP, 2001) a étendu ces analyses aux états de la Nouvelle Angleterre. Le Groupe de cartographie des forêts du Plan d'action visant les pluies acides des GNA/PMEC est par ailleurs en train de raffiner la charge critique d'acidification des sols forestiers au Québec, ceux des provinces situées à l'est du Québec et ceux de plusieurs états de l'est des É.-U. (NEG/ECP, 2003). L'évaluation des CC des forêts, soumises aux dépôts de sulfate (SO_4^{2-}) et d'azote (N), sera utile à la détermination de moyens visant à empêcher les changements de la chimie des sols, nocifs pour les forêts.

Ce chapitre de l'Évaluation présente les CC des milieux aquatiques des provinces et leur état de dépassement, qui ont été calculés à partir des ensembles de données décrits au chapitre 6. Des comparaisons avec d'autres évaluations de CC récentes (voir ci-dessus) seront effectuées au besoin. On présente également les charges critiques d'acidité des forêts et leur état de dépassement actuel de l'Ontario (ON), du Québec (QC), du Nouveau Brunswick (NB), de la Nouvelle Écosse (NÉ), de l'Île du Prince Édouard (ÎPÉ) et de Terre Neuve-et-Labrador (TN) (des protocoles et des groupes de travail créés pour estimer les CC de milieux terrestres des autres provinces canadiennes sont en cours d'élaboration).

Cette nouvelle évaluation des milieux terrestres se combine et ajoute à l'information déjà présentée dans les articles récents mentionnés ci-dessus. On montre les cartes des CC combinées (aquatique-terrestre) et de leur dépassement.

8.2.1 Contexte

L'une des conséquences des activités d'évaluation des pluies acides au Canada a été la détermination de valeurs de charges critiques ou de valeurs de dépôt cibles des polluants acidifiants (Jeffries et al., 2003). Les É.-U. et le Canada (1983) ont étudié les réactions chimiques et biologiques du milieu aquatique reliées au dépôt humide de SO_4^{2-} , et ont conclu que les régions qui en recevaient environ 17 kg/ha/a ne montraient pas de signes que cette charge nuirait à leur état chimique ou à leur biote. L'estimation de cette charge a été améliorée par l'utilisation de modèles de la chimie de l'eau (p. ex., Thompson, 1982). On a conclu qu'un dépôt de SO_4^{2-} humide équivalant à une charge de 15 à 20 kg/ha/a maintiendrait le pH moyen annuel au dessus de 5,3 dans les eaux modérément sensibles (concentrations de cations basiques d'environ 200 $\mu\text{eq/L}$). Les É.-U. et le Canada (1983) ont émis des réserves quant à l'étendue des CC en faisant observer qu'elle varierait nécessairement dans l'espace, que les bassins très sensibles ne seraient pas protégés, et qu'il faudrait s'attendre à réévaluer la situation à mesure que d'autres informations seraient recueillies. Sur la base de ces mises en garde, le Conseil canadien des ministres des Ressources et de l'Environnement a adopté en 1983 la charge cible de SO_4^{2-} humide de 20 kg/ha/a à ne pas dépasser pour le sud est du Canada. Ramener les dépôts acides à cette charge dans les régions sensibles du sud de l'ON et du QC est devenu l'objectif du programme canadien de surveillance des émissions de SO_2 . Il faut noter que, même si les polluants tant soufrés qu'azotés avaient été reconnus comme agents acidifiants, la grande prédominance des premiers dans l'acidification des eaux canadiennes aurait mené à l'adoption d'une charge cible pour le soufre seulement.

Alors qu'on recueillait d'autres données sur les lacs et que les modèles de la chimie de l'eau évoluaient et étaient améliorés (p. ex., Marmorek et al., 1990), les estimations des CC baissaient. Le CCRS (1986) a conclu que les CC-S des écosystèmes aquatiques sensibles seraient inférieures à 12 kg/ha/a de SO_4^{2-} humide, corrigées pour le sel de mer. Dans l'évaluation de 1990 (CCRS, 1990a; voir également Jeffries et Lam, 1993), on a analysé de façon beaucoup plus exhaustive des lacs de 21 régions du sud-est du Canada pour préciser le dépôt de SO_4^{2-} qui maintiendrait le pH à 6 de 95% d'entre eux. Les valeurs allaient de moins de 8 à plus de 20 kg/ha/a de SO_4^{2-} humide corrigées pour le sel de mer, la valeur inférieure reflétant les limites de modélisation du moment et le fait que

le dépôt naturel de SO_4^{2-} semblait être d'environ 4 kg/ha/a, et la limite inférieure reflétant la charge cible. Le CCRS (1990b) a cartographié les résultats par classes de 4 kg/ha/a. Les résultats de l'évaluation de 1990 et ceux de travaux de vérification aux É.-U. (p. ex., Irving, 1991) ont constitué la base scientifique de l'Accord Canada – É.-U. sur la qualité de l'air (AQA, voir <http://www.ijc.org/rel/agree/air.html>).

Dans l'évaluation de 1997, on a encore raffiné certaines CC-S des milieux aquatiques (Jeffries, 1997), discuté la question du dépassement (Jeffries et al., 1999; Environnement Canada, 1997), et présenté certaines CC des sols forestiers comparables (Hall et al., 1997). Les valeurs des CC des milieux aquatiques variaient de < 6 à > 18 kg/ha/a de SO_4^{2-} , tandis que les valeurs des milieux terrestres variaient de ~ 90 à ~ 2 900 éq/ha/a en charge totale de dépôts S + N (voir ci dessous). Les résultats présentés dans l'évaluation de 1997 ont été utilisés pour élaborer la nouvelle politique interne de surveillance des émissions de SO_2 au Canada, la « Stratégie canadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000 » (http://www.ec.gc.ca/acidrain/strat/strat_f.htm).

8.2.2 Conclusions de l'évaluation de 1997

Pour déterminer les CC-S des milieux aquatiques, on a employé dans l'évaluation de 1997 un pH de 6,0 dans 95% des lacs d'une région afin d'établir un seuil de nocivité. Des seuils moins protecteurs (pH et pourcentages plus faibles) ont également été considérés pour l'obtention de charges cibles moins restrictives. Les CC-S de quatre groupes de lacs du sud est du Canada et d'un groupe du nord de l'Alberta ont été déterminées à l'aide du modèle d'évaluation intégrée qui permet d'estimer les distributions de pH de lacs à long terme. Les CC-S des groupes de Kejimikujik (NÉ) et de Fort McMurray (AB) ainsi calculées étaient < 6 kg/ha/a de SO_4^{2-} humide et celles du groupe de Sudbury (ON) valaient 13,2 kg/ha/a. Les CC-S des groupes de Montmorency (QC) et d'Algoma (ON) étaient respectivement de 6,9 et de 8,0 kg/ha/a. Ces estimations des CC-S ont été considérées comme trop élevées pour un certain nombre de raisons. Le dépôt de SO_4^{2-} humide au début des années 1990 dépassait les CC de tous les groupes de lacs de l'est du Canada d'environ 7 à 12 kg/ha/a, et on s'attendait à ce que le dépôt continue de le dépasser d'environ 6 à 10 kg/ha/a même après la mise en œuvre de toutes les mesures de surveillance des émissions exigées par l'AQA. Le document faisant état des répercussions des dépôts sur le milieu aquatique (Jeffries, 1997) concluait qu'une réduction additionnelle du dépôt de SO_4^{2-} serait nécessaire pour réduire les dépassements ou protéger à tout le moins une plus grande partie des écosystèmes aquatiques. On a estimé qu'environ 95 000 lacs du centre de l'ON, du sud du QC et d'une grande partie des provinces atlantiques

continueraient de recevoir des dépôts de SO_4^{2-} supérieurs aux CC-S, même après avoir mis en œuvre toutes les mesures de réduction des émissions exigées au terme de l'Accord Canada – É.U. sur la qualité de l'air. On a également estimé que l'ampleur de ce dépassement entraînerait la perte nette d'environ 162 000 poissons (par rapport aux populations originales estimées) dans les lacs touchés.

Le volume « Atmospheric Science » (Environment Canada, 1997) rapporte les dépassements actuels des CC-S des milieux aquatiques ou prévues dans tout le sud-est du Canada qui ont été obtenus par la comparaison des dépôts mesurés ou modélisés avec la carte des CC-S des milieux aquatiques produite pour l'évaluation de 1990. Le modèle AES-LRT du SEA et le modèle MDAO eulérien ont tous deux été utilisés. Les CC-S, qui à l'origine avaient été cartographiées par bassins versants groupés ont été plutôt présentées en format maillé pour faciliter la comparaison avec les sorties maillées des modèles. On a évalué le dépassement de la charge cible uniforme déterminée à 20 kg/ha/a de SO_4^{2-} humide. Environnement Canada (1997) a conclu que la mise en œuvre de toutes les réductions d'émissions de SO_2 exigées par l'Accord sur la qualité de l'air réussira à ramener les dépôts de SO_4^{2-} humides sous la charge cible de 20 kg/ha/a presque partout dans le sud-est du Canada. De plus, Environnement Canada a estimé que l'on n'observera pas de dépassement (nul ou négatif) dans les zones où les CC-S des milieux aquatiques dépasseront 14 kg/ha/a. Il restera quand même une grande superficie (~ 800 000 km²) où l'on observera le dépassement des CC-S de ces milieux, et où ce dépassement pourra parfois atteindre 10 kg/ha/a.

On a par ailleurs rapporté les CC de l'acidité (S + N) des sols forestiers du Dispositif national d'alerte rapide pour les pluies acides (DNARPA) dans le volume intitulé *Forestry effects* (Hall et al., 1997). On a identifié les sols forestiers de grande sensibilité à l'acidification dans le nord de l'ON, du QC, de l'Alberta, de la Saskatchewan et du Manitoba (sites du DNARPA où la CC est < 500 éq/ha/a; voir la section suivante pour les conversions d'unités). Les territoires où le dépassement est le plus élevé se trouvent dans le centre de l'ON et le sud du QC. Ces territoires sont sujets au dépérissement forestier, p. ex. le dépassement de 500 éq/ha/a a été associé à une perte de productivité annuelle de 10%, et le dépassement de 1 000 éq/ha/a a contribué à faire augmenter la mortalité de $8 \pm 2\%$ sur une période de 11 ans. Étant donné que les dépôts secs de soufre et d'azote n'ont pas été inclus dans le calcul du dépassement à ce moment, les dépassements des CC des sols forestiers indiqués en 1997 ont été considérés comme sous-estimés.

8.3 DÉFINITIONS, SEUILS CHIMIQUES ET MÉTHODES

D. S. Jeffries, R. Ouimet et I. Wong

8.3.1 Définitions

La définition de la CC utilisée ici est celle de la CEE-ONU: « estimation quantitative de l'exposition d'un milieu donné à un ou plusieurs polluants sous laquelle aucun effet nocif important sur certains de ses éléments sensibles n'est connu selon les connaissances actuelles » (Nilsson et Grennfelt, 1988). Cela implique, selon cette définition, qu'il faudra peut-être réviser les estimations des CC à mesure que s'étendront nos connaissances. Cette suggestion vient certainement des changements constatés dans les CC-S minimales des milieux aquatiques selon les évaluations réalisées dans les années 1980 par rapport à celles réalisées dans les années 1990. D'autres changements constatés sont présentés et expliqués dans la présente évaluation.

Le dépassement de la CC d'un milieu donné est égal au dépôt acidifiant total moins la CC de ce milieu. Étant donné que le soufre n'a qu'une faible réactivité biologique et que le SO_4^{2-} se comporte presque uniquement comme un anion mobile, on suppose généralement que tout le soufre déposé est acidifiant. Par contre, l'azote a une grande réactivité biologique, et de grandes quantités en sont stockées dans les bassins versants. À cause de la grande rétention des dépôts d'azote dans les bassins versants des lacs, une partie seulement des dépôts est acidifiante, en l'occurrence celle qui est actuellement exportée sous la forme de NO_3^- . Par conséquent, l'une des méthodes possibles pour préciser le total des dépôts acidifiants est d'ajouter une estimation de l'exportation actuelle de NO_3^- au total des dépôts de soufre (humides + secs) (Henriksen et Posch, 2001). Dans le reste du présent chapitre, les dépassements ainsi calculés seront appelés dépassements « selon le lessivage de l'azote ». Une autre méthode pour calculer le total des dépôts acidifiants est basée sur l'hypothèse qu'un équilibre s'établira entre les écosystèmes et les dépôts d'azote, c.-à-d. qu'ils deviendront saturés et les dépôts d'azote deviendront acidifiants. Selon cette hypothèse, le total des dépôts acidifiants qui entre dans le calcul du dépassement vient de l'addition de tous les dépôts humides et secs de soufre et d'azote. Il sera donc appelé dépassement « à long terme » dans ce chapitre. Les dépassements peuvent être positifs ou négatifs, les dépassements positifs correspondant à des écosystèmes sensibles, des dépôts acidifiants élevés, ou les deux. Les dépassements négatifs signifient que des écosystèmes peuvent absorber une plus grande quantité d'acide qu'ils n'en reçoivent.

Dans les précédentes évaluations, les CC des milieux aquatiques n'étaient exprimées qu'en fonction des dépôts de SO_4^{2-} seulement. On supposait implicitement (à partir de certaines observations) que la composante azotée des dépôts acides n'avait qu'une importance mineure. De plus, ces CC-S étaient exprimées en termes de dépôts de SO_4^{2-} humides. On a recouru à cette approche parce que les dépôts humides représentaient la mesure la plus précise des effets des émissions de SO_2 (les estimations de dépôts secs étant jugées très entachées d'incertitudes), et que les modèles utilisés pour simuler l'effet de réductions hypothétiques des émissions les exprimaient par le biais des dépôts humides. Par conséquent, la création de programmes nationaux ou régionaux de réduction des émissions (la raison ultime de fixer des CC) se trouvait simplifiée par l'indication de la cible en unités de dépôt humide. Cela n'a pas changé le fait que les écosystèmes aquatiques réagissent au dépôt acidifiant total. Pour en tenir compte, on a ajouté un dépôt sec (15% du total, par hypothèse) au dépôt humide pour les passes du modèle qui ont déterminé les CC-S des évaluations de 1990 et 1997. Le dépôt sec a ensuite été supprimé pour exprimer les CC en unités de dépôt humide.

La situation a changé. Premièrement, les incertitudes liées à l'estimation des dépôts secs sont maintenant beaucoup plus faciles à gérer (voir le chapitre 3), de sorte qu'il est maintenant plus aisé d'exprimer les CC des milieux aquatiques en fonction du dépôt total (humide + sec). Deuxièmement, on a pour la première fois combiné sur une même carte les estimations des CC du milieu aquatique et du milieu terrestre. Étant donné que les CC du milieu terrestre ont toujours été indiquées en unités de dépôt total, il faudra utiliser les mêmes unités. Troisièmement, la composante azotée ne peut être négligée dans le cas des écosystèmes terrestres. Par conséquent, les CC des écosystèmes terrestres et aquatiques doivent être exprimées par la somme des deux composantes acidifiantes (c.-à-d. soufrée et azotée). Étant donné que le soufre et l'azote ont des poids atomiques différents, il est impossible d'exprimer les CC combinées sur la base de la masse (p. ex., mesurées en termes de kg/ha/a); il faut donc les exprimer sur la base de l'équivalence de la charge. Les unités eq/ha/a et $\text{méq/m}^2/\text{a}$ sont toutes deux beaucoup utilisées dans la documentation scientifique; c'est la première fois qu'elles sont utilisées dans le cadre des évaluations canadiennes. Afin d'atténuer en partie la conclusion qui découlera nécessairement du passage des unités de CC des évaluations précédentes à celles de la présente évaluation, on trouvera au tableau 8.1 des facteurs de conversion d'unités pour les diverses espèces du soufre et de l'azote. Par exemple, 20 kg/ha/a de SO_4^{2-} correspondent à 416 eq/ha/a ou 41,6 $\text{méq/m}^2/\text{a}$.



Tableau 8.1. Relations entre les unités de dépôt atmosphérique utilisées dans cette évaluation pour quantifier les CC et les dépassements. On passe d'une unité à l'autre au moyen d'une multiplication ou d'une division par le facteur approprié.

Substance chimique	kg/ha/an	éq/ha/an	méq/m ² /an
SO ₄ ²⁻	1,00	20,8	2,08
S	1,00	62,4	6,24
NO ₃	1,00	16,1	1,61
NH ₄ ⁺	1,00	55,4	5,54
N	1,00	71,4	7,14

8.3.2 Seuils chimiques

Pour déterminer les CC, il faut identifier les « effets nocifs sensibles sur certains paramètres d'un milieu donné ». L'état de santé et la durabilité du biote seraient des paramètres appropriés pour les écosystèmes lacustres et forestiers, s'ils n'étaient pas si difficiles à définir avec précision, encore plus à quantifier. On a donc adopté des indicateurs chimiques comme mesures substitutives de la santé du biote, et fixé des seuils qui marquent l'apparition d'effets nocifs.

Sur la base d'évaluations largement subjectives des relations entre la chimie de l'eau et la présence-absence biologique, on a conclu dans les évaluations passées (p. ex., CCRS, 1990a; Baker et al., 1990; Jeffries, 1997; Doka et al., 2003) qu'en maintenant le pH des lacs à une valeur ≥ 6 , on obtiendrait une intensité de protection satisfaisante d'une vaste gamme de biotes aquatiques. Il va de soi que la sensibilité au pH varie entre les espèces. Pour les poissons de pêche sportive, le seuil de pH est plus bas, typiquement situé dans la plage 5,0-5,5, alors que pour les espèces situées plus bas dans la chaîne alimentaire (p. ex., le plancton, l'écrevisse, et le mené), la plage varie de 5,5 à 6,0. De plus, d'autres facteurs géographiques et morphométriques peuvent influencer sur la présence ou l'absence d'une espèce. Pour les communautés de zooplancton de l'ON, Holt et al. (2003) ont pu séparer l'effet de ces facteurs physiques et confirmer objectivement le seuil de 6 pour le pH de ce groupe biotique. Il faut somme toute reconnaître que les valeurs de pH discutées jusqu'ici sont des « moyennes » et que, dans certains cas, elles ne sont pas suffisantes pour empêcher que des dommages biologiques surviennent durant des épisodes où le pH est bas (voir Wigington et al., 1996a, b pour une discussion plus détaillée de l'acidification épisodique).

Une concentration seuil de la capacité de neutralisation de l'acidité (CNA) a beaucoup été utilisée pour calculer les CC en Europe et en Amérique du Nord. On remarquera que l'alcalinité et la CNA sont souvent utilisées de façon interchangeable dans la documentation. Toutefois, dans ce chapitre, nous conservons la distinction que la première est une quantité mesurée directement, tandis que la seconde est une variable calculée (différence entre les cations basiques et les anions d'acide fort). Un des avantages de l'utilisation d'un seuil de CNA est le fait que cette variable est le reflet non seulement de la toxicité de l'ion hydrogène (H⁺) (tout comme le pH), mais également de la toxicité biotique associée à certains autres éléments, notamment l'aluminium ionique. Lien et al. (1992) ont découvert que les populations de truites de mer de Norvège étaient généralement intactes à une CNA au-dessus de 20 $\mu\text{eq/L}$ (correspondant à un pH d'environ 5,5), ce qui a amené plusieurs groupes à utiliser cette valeur comme seuil pour le calcul des CC (p. ex., Henriksen et al., 1992; Posch et al., 1997; Hindar et al., 1998). Toutefois, comme nous l'avons vu précédemment, plusieurs autres espèces aquatiques sont affectées quand le pH est inférieur à 6. C'est pourquoi d'autres ont adopté des concentrations de CNA de seuil plus élevé; en particulier, Henriksen et al. (2002) ont opté pour un seuil de CNA de 40 $\mu\text{eq/L}$ (désigné « CNA_{limite} ») en utilisant le modèle SSWC pour évaluer les CC des milieux aquatiques dans le centre-sud de l'ON. Dupont et al. (sous presse) ont également utilisé cette CNA_{limite} pour des lacs des provinces du Canada atlantique, du QC et des états de la Nouvelle-Angleterre. Dupont et al. (sous presse) notent également que la relation entre le pH et l'alcalinité déterminée par Small et Sutton (1986) prévoit que dans le cas des lacs du QC, une alcalinité de 40 $\mu\text{eq/L}$ correspond à un pH de 6. La CNA_{limite} des lacs de l'Alberta valait 75 $\mu\text{eq/L}$ selon les calculs de WRS (2004), qui a essentiellement utilisé la même méthode que celle utilisée pour les lacs de Norvège. Ce seuil de CNA est le plus élevé (le plus protecteur) rapporté dans la documentation, mais WRS (2004) note que même l'utilisation de la valeur la plus basse de la Norvège (20 $\mu\text{eq/L}$) n'a qu'un faible effet sur le nombre de lacs en dépassement selon divers scénarios de dépôt de SO₄²⁻.

La définition d'un seuil de pH ou de CNA crée un problème implicite: il pourrait être impossible d'atteindre ce seuil dans certains lacs. Les lacs à concentrations extrêmement faibles n'ont peut être jamais été caractérisés par une CNA $\geq 40 \mu\text{eq/L}$, et leur pH originel peut être devenu inférieur à 6 par suite de la présence d'acides organiques naturels en concentrations même moyennes. Bien que ces résultats créent un problème méthodologique (voir ci-dessous), il reste que ces lacs dilués doivent être très sensibles aux apports acides et avoir des CC minimales.



On recommande plusieurs critères chimiques comme indicateurs de dommages potentiels aux écosystèmes forestiers (Posch et al., 1995). Dans la détermination d'une CC, l'objectif est d'établir un seuil chimique lié à la CNA de l'eau du sol capable de protéger l'écosystème forestier. Des modèles comme celui décrit à la section 8.3.3.2 ci-dessous, qui déterminent les CC des sols forestiers, utilisent un taux de lessivage d'alcalinité critique (désigné $CNA_{le(crit)}$). L'approche la plus couramment utilisée pour estimer la $CNA_{le(crit)}$ est basée sur le rapport du calcium ou des cations basiques avec l'aluminium $(Bc/Al)_{crit}$ dans l'eau de sol, qui reflète la relation entre l'état chimique du sol et la réaction des végétaux. Les cations basiques considérés dans le rapport (Ca^{2+} , Mg^{2+} et K^+) sont tous des éléments nutritifs nécessaires aux arbres, tandis que l'aluminium ionique dissous est toxique. L'absorption du calcium par les racines des arbres est compromise dans les sols où le rapport Bc/Al est faible. Les sols fortement acides ont généralement des concentrations élevées d'aluminium (et de H^+), tandis que les sols qui ont de fortes concentrations de cations basiques ne sont généralement pas acides et ont de faibles concentrations d'aluminium. Plusieurs seuils de $CNA_{le(crit)}$ ont été proposés dans la documentation, et on trouvera à la section 8.3.3.2 la dérivation de la valeur utilisée dans la présente évaluation.

8.3.3 Méthodes de détermination des charges critiques

8.3.3.1 Milieux aquatiques

On a calculé les charges critiques des lacs des provinces à partir d'ensembles de données qui avaient été compilés pour

l'évaluation de l'« état actuel » présentée au chapitre 6 (voir la section 6.3.1). Dans les provinces où il y a baisse importante des dépôts acides (l'ON et les provinces plus à l'est), les données disponibles étaient limitées à la moyenne annuelle la plus récente après 1997. Cette restriction sur la date de collecte a été levée pour les lacs de l'Ouest, mais a néanmoins été conservée pour nombre d'entre eux. Les données de lacs individuels qui ne satisfaisaient pas à l'équilibre des charges $\pm 15\%$ (y compris la contribution des anions organiques) ont été éliminées de cette détermination des CC. Les emplacements des lacs inclus dans l'évaluation des CC sont indiqués sur la figure 8.1.

Deux modèles de la chimie de l'eau ont été utilisés pour estimer les CC et les dépassements du milieu aquatique: le modèle expert (version à jour de Lam et al., 1992, 1994) et le modèle SSWC (Henriksen et al., 2001, 2002). Le système expert utilise un ou plusieurs de quatre modèles à l'équilibre pour calculer la CNA des lacs, compte tenu de la contribution des anions organiques au bilan des charges. On utilise des modèles à l'équilibre de la chimie de l'eau parce que les besoins en données d'entrée sont modestes comparativement aux besoins des modèles dépendants du temps. L'alcalinité et la teneur en COD mesurées des échantillons sont les critères de sélection qui déterminent le choix automatisé des modèles pour prévoir la CNA. On a établi les critères à l'aide du modèle que l'on savait être le plus approprié pour la chimie d'un lac donné, et en effectuant des tests pour optimiser l'exactitude des prévisions, d'où l'appellation de système « expert ». Pour utiliser un seuil de pH pour établir la CC, il faut l'estimer à partir de relations pH-alcalinité non linéaires spécifiques des

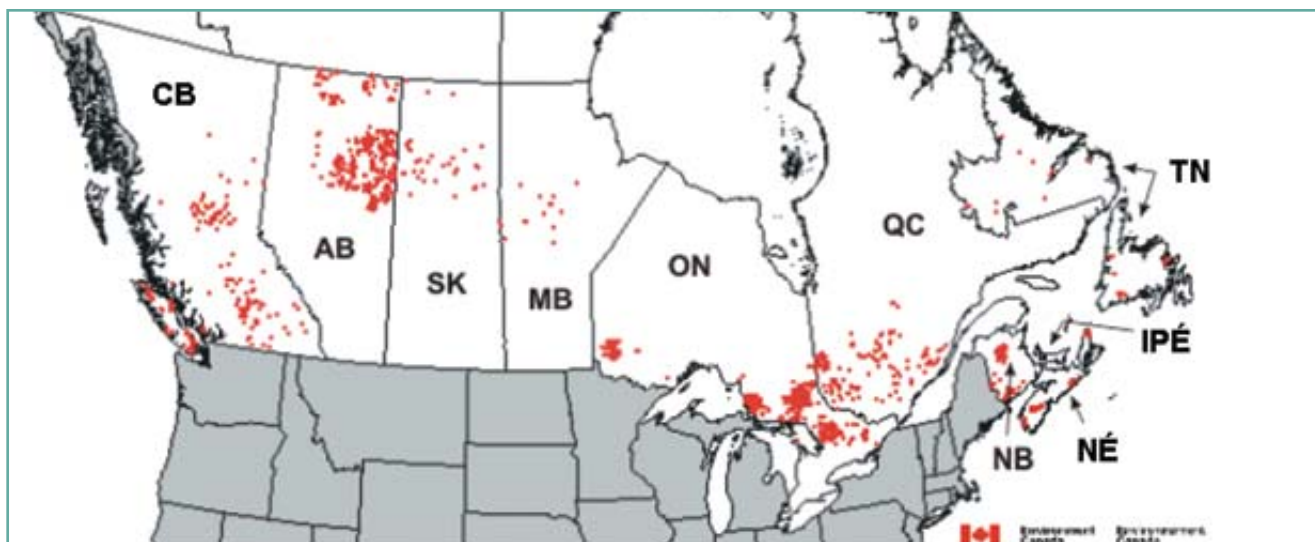


Figure 8.1. Emplacement des lacs pour lesquels il existe des données suffisantes pour modéliser la chimie de l'eau. Les données sont constituées d'un sous-ensemble des données de l'ensemble de données sur l'« état actuel » (voir chapitre 6, section 6.3.1) qui satisfont à l'équilibre des charges $\pm 15\%$. Les abréviations suivantes pour les provinces sont utilisées dans la présente évaluation: TN = Terre-Neuve-et-Labrador; NE = Nouvelle-Écosse; NB = Nouveau-Brunswick; ÎPÉ = Île-du-Prince-Édouard; QC = Québec; ON = Ontario; MB = Manitoba; SK = Saskatchewan; AB = Alberta; CB = Colombie-Britannique.

régions (modifiées d'après Small et Sutton, 1986). Lam et al. (1992) ont montré que le système expert simulait exactement les distributions de l'alcalinité et du pH observées dans les ensembles de données de plusieurs régions quand le dépôt contemporain de SO_4^{2-} était utilisé comme intrant et que l'erreur relative globale du pH médian (estimé pour des sous-ensembles régionaux de lacs) était de 20-30%. On a obtenu la CC-S de chaque lac en utilisant un processus itératif pour déterminer le dépôt total de SO_4^{2-} (dans la plage 2-100 kg/ha/a), qui correspond au seuil critique de pH = 6. Bien qu'il soit possible de calculer une CC négative (c.-à-d. pour les lacs qui ne peuvent atteindre le seuil du pH ou de la CNA), cela n'est manifestement pas réaliste et on a considéré que, dans ces lacs, la CC correspondait au dépôt naturel.

L'effet du dépôt d'azote n'a pas été explicitement tenu en considération dans les passes du modèle expert pour calculer les CC. À l'heure actuelle, l'acidification de l'eau par l'azote n'a qu'une importance régionale mineure (voir chapitre 6, section 6.5); p. ex. la concentration médiane provinciale de NO_3^- dans les lacs est inférieure à 1% de la concentration médiane de SO_4^{2-} dans toutes les provinces, sauf à TN (2%) et en Saskatchewan (7%). Toutefois, dans les calculs des dépassements *actuels* ou selon le lessivage de l'azote l'acidification par l'azote était considérée par le biais de l'ajout d'une estimation du flux d'exportation de NO_3^- au dépôt total (c.-à-d. humide + sec) de SO_4^{2-} (voir la procédure utilisée pour calculer les dépassements du SSWC, Henriksen et al., 2002). Les estimations des dépôts de SO_4^{2-} humides (moyennes pour 1994-1998) ont été fournies par R. Vet (Service météorologique du Canada, Environnement Canada, comm.pers.) selon une grille de 127 km x 127 km couvrant la plupart des lacs de la figure 8.1 du Manitoba et plus à l'est. Le SMC a également fourni des estimations maillées des dépôts secs des différentes espèces soufrées, qui couvraient la plupart des lacs de l'ON et à l'est de cette province. Pour les lacs se trouvant à l'extérieur des mailles du SMC dans l'ouest du Canada, on a utilisé des valeurs de dépôt humide interpolées à partir des taux obtenus aux stations de surveillance du RCEPA les plus proches (voir chapitre 3), et on a estimé que les dépôts secs constituaient 30% du total des dépôts. Le flux d'exportation de nitrate utilisé pour calculer les dépassements selon le lessivage de l'azote résulte de l'estimation du produit de la concentration mesurée dans les lacs et du ruissellement moyen annuel à long terme des eaux de surface – qui lui a été obtenu par interpolation à l'aide d'une version numérique de la carte nationale des eaux de ruissellement (voir la carte en médaillon sur la carte nationale des écoulements fluviaux à l'adresse http://atlas.gc.ca/site/francais/maps/archives/5thedition/environnement/ecology/mcr4157/archivemap_view). Des dépôts humides et secs d'azote maillés de la même façon que

les dépôts de soufre ont été fournis par le SMC, mais n'étaient disponibles que pour le sud-est du Canada, de sorte que les dépassements à long terme n'ont pu être calculés que pour cette partie du pays. Mais, même dans ce cas, la composante sèche des dépôts d'azote a été sous-estimée car les constituants NH_3 , NH_4^+ , NO_2 et PAN n'ont pas été inclus. De plus, les constituants organiques azotés des dépôts humides n'ont pas été inclus. Les dépassements à long terme seront donc sous-estimés en conséquence.

Les ruissellements interpolés à partir de la carte du ruissellement ont en fait été jugés les estimations les meilleures, *facilement disponibles* pour l'un ou l'autre des modèles. Des mesures directes des ruissellements augmenteraient évidemment la fiabilité des CC calculées, mais ces mesures n'étaient disponibles que pour un petit nombre des lacs de l'« état actuel ». On disposait de ruissellements mesurés de 8 lacs du centre-sud de l'ON (Henriksen et al., 2001), allant de 490 à 558 mm/a (moyenne = 523 mm/a). La valeur interpolée à partir de la carte du ruissellement était de 500 mm/a dans tous les cas, l'erreur est donc de 4% en moyenne. Henriksen et al. (2001) ont obtenu des valeurs à partir d'une carte provinciale du ruissellement qui avait une résolution plus élevée que la carte nationale utilisée ici. La moyenne de leurs valeurs était de 505 mm/a (c.-à-d., presque identique aux valeurs interpolées ici), ce qui les a menés à la conclusion que l'on pouvait utiliser sans trop d'erreurs les valeurs de ruissellement à partir de cartes. Le ruissellement annuel moyen mesuré au lac Laflamme (QC) est de 851 mm/a (S. Couture, Environnement Canada, Québec, communication personnelle), et la valeur interpolée à partir de la carte est de 700 mm/a, soit une erreur de 18%. Le ruissellement mesuré pour la rivière Mersey était de 982 mm/a (T.A. Clair, Environnement Canada, Région de l'Atlantique, communication personnelle) et la valeur interpolée à partir de la carte du groupe de lacs voisins dans le parc national Kejimikujik du sud-est de la NÉ et autour était de 900 mm/a, soit une erreur de 8%. Sur la base de cette comparaison très limitée, l'erreur associée à l'interpolation du ruissellement à partir de la carte semble être inférieure à l'erreur de modélisation suggérée ci-dessus. Toutefois, l'erreur potentielle découlant de l'interpolation à partir de la carte peut être plus grande là où la variabilité spatiale des précipitations est grande. Par exemple, le ruissellement moyen mesuré aux lacs Turkey, dans le centre de l'ON, est de 810 mm/a (Semkin et al., 2001), tandis que la valeur interpolée à partir de la carte a été de 500 mm/a, une erreur de 38%. L'ampleur de cette erreur vient du fait que le site des lacs Turkey est fortement influencé par les effets locaux des lacs sur les précipitations. Les erreurs dans les ruissellements interpolés pourraient être les plus élevées dans la province de Colombie-Britannique, en raison de la complexité de son

terrain et de son climat, mais nous n'avons à l'heure actuelle aucune donnée comparative pour évaluer la situation. En général, un ruissellement interpolé inférieur au ruissellement réel pour un lac donne une CC sous-estimée et, inversement, une surestimation du ruissellement donne une CC surestimée.

La baisse de la concentration des cations basiques dans les lacs (voir chapitre 6, section 6.3.2) pourrait avoir une plus grande importance sur le plan régional qu'une baisse de la concentration d'azote parce que les cations basiques sont utilisés dans les estimations de la CNA à l'aide du modèle expert. Toutefois, étant donné qu'on ne peut prévoir les concentrations futures, les concentrations de cations basiques ont été maintenues à leur valeur actuelle dans les passes du modèle. Si des concentrations de cations basiques plus faibles avaient été utilisées dans la modélisation, les estimations des CC du modèle expert auraient été plus basses.

On trouvera dans Henriksen et Posch (2001) la description détaillée de la version du SSWC utilisée ici. Elle est basée sur le principe selon lequel la CC d'acidité d'un lac est égale au taux d'altération de son bassin versant (quantifiée par le flux de cations basiques avant l'acidification), moins une valeur tampon qui maintient des conditions chimiques acceptables pour les organismes aquatiques. La « valeur tampon » est donnée par le seuil CNA_{limite} utilisé par le SSWC. On a utilisé la valeur tampon de $40 \mu eq/L$ dans cette analyse. Henriksen et al. (2002) et Dupont et al. (sous presse) ont utilisé la même valeur pour la CNA_{limite} dans leurs applications du SSWC aux lacs de l'est du Canada (voir la discussion ci-dessus). Tout comme avec le modèle expert, on a utilisé une CC égale au dépôt naturel dans le cas des lacs qui ne peuvent atteindre ce seuil (c.-à-d. les lacs pour lesquels la CL calculée est négative). On pourrait également traiter les CL négatives en déterminant des CNA_{limite} variables qui dépendent du bassin versant (Henriksen et al., 1998). Avec la modification du SSWC par ces auteurs, un lac ne peut avoir une CC nulle ou négative; toutefois, pour la présente analyse, on a jugé plus pratique d'utiliser une CNA_{limite} fixe. L'une des conséquences de cette décision a été d'utiliser le dépôt naturel pour déterminer la CC de certains lacs. On devrait envisager dans les évaluations futures des CC l'élaboration de seuils spécifiques des lacs, mais cela ne changera pas le fait que les lacs pour lesquels le dépôt naturel a été utilisé comme CC continueront d'avoir des CC extrêmement faibles.

Étant donné que le SSWC exige une valeur pour le flux de cations basiques avant l'acidification (et qu'il n'y a pas de telles mesures), cette valeur doit être estimée à partir du flux actuel, c.-à-d. à partir du produit de la concentration des cations basiques et du ruissellement interpolé à partir de la carte nationale du ruissellement, tel qu'il est décrit ci-dessus.

Toutefois, on reconnaît que les dépôts acides élèvent le flux actuel en arrachant des cations basiques au site d'échange d'ions des sols de bassins versants. Par conséquent, pour corriger (réduire) le flux actuel dans le but d'estimer l'altération à long terme, Henriksen a introduit le « facteur F ». Ce dernier fait le lien entre la production excédentaire actuelle de cations basiques et les changements à long terme des apports en anions acidifiants. Les bassins versants terrestres où le facteur F est nul ne neutralisent aucune acidité apportée, de sorte que les eaux de surface sont directement acidifiées, tandis que les bassins versants où le facteur F est égal à l'unité neutralisent toute l'acidité apportée et il n'y a aucune acidification de l'eau, c.-à-dire que seul le sol est acidifié. Henriksen (1984) a estimé empiriquement que le facteur F pour les sols sensibles variait de 0,2 à 0,4. Plusieurs équations ont été proposées pour calculer le facteur F (elles sont passées en revue dans Henriksen et Posch, 2001), la plupart utilisant une relation avec la concentration de cations basiques actuelle. En utilisant des mesures de bilan massique de sous-bassins versants, Watmough et Dillon (2002) ont estimé les apports par l'altération de cations basiques dans trois lacs de la région de Muskoka-Haliburton en ON. Les CC de ces trois lacs calculées par le SSWC étaient de 13 à 48% plus basses quand ces flux de cations basiques déterminés à partir des bilans massiques remplaçaient les flux estimés à partir du facteur F. Par conséquent, les CC déterminées ici à l'aide du SSWC sont à tout le moins surestimées.

Afin de montrer les variations nationales, on a déterminé les CC et les dépassements selon la grille utilisée par le SMC. Cette dernière a été superposée sur les CC des lacs individuels; lorsque la valeur correspondant au 5^e percentile, calculée à l'aide du modèle expert ou du modèle SSWC pour tous les lacs se trouvait dans une maille donnée de la grille, c'est elle qui était choisie comme valeur de CC pour cette maille. La CC donnée pour cette maille a ensuite été utilisée pour calculer le dépassement selon le lessivage de l'azote et le dépassement à long terme, tel qu'il est indiqué ci-dessus. En utilisant la valeur de la CC correspondant au 5^e percentile (ou le dépassement correspondant au 95^e percentile, le niveau de confiance étant de 95% dans les deux cas), on maintient la conformité avec les évaluations passées.

L'exactitude avec laquelle la valeur correspondant au 5^e percentile représente la CC pour une maille donnée dépend de la représentativité de l'échantillon de la population de lacs, des hypothèses de modélisation ou des procédures utilisées pour estimer les données initiales nécessaires (p. ex. des estimations du ruissellement et des flux de cations basiques, tel qu'il est discuté ci-dessus). Les sous-ensembles de données sur les lacs ne sont généralement pas représentatifs de l'ensemble de la population des lacs (voir chapitre 6,



section 6.3.1), le plus souvent parce qu'ils ne comprennent pas les plus petits. Dans certaines provinces (voir la figure 8.1), le nombre de lacs échantillonnés est nettement trop faible ou trop irrégulier pour représenter la population des lacs en général. Il n'y a pas de données sur la chimie des lacs pour certains sols sensibles dans certaines provinces, notamment au Manitoba, en Saskatchewan et en Colombie-Britannique. Par conséquent, il est peu probable que les résultats ci-dessous représentent avec exactitude la situation régionale de ces trois provinces de l'Ouest, et il n'y a pas d'autres analyses indépendantes des CC pour confirmer (ou infirmer) les valeurs des CC. Ce sont simplement les meilleures qui ont pu être obtenues avec les données et les contraintes des procédures associées à cette évaluation. Dans le bassin de Georgia en Colombie-Britannique, des travaux sont déjà en cours pour améliorer la représentativité de la base de données sur la chimie des lacs et déterminer comment certaines des données d'entrée clés des modèles (p. ex., le ruissellement et le dépôt de SO_4^{2-}) pourraient être améliorées.

8.3.3.2 Milieux terrestres

Dans cette évaluation, les CC des sols forestiers ont été calculées à l'aide du modèle du bilan massique simple (*Simple Mass Balance*, ou SMB, formulé initialement par Sverdrup et De Vries, 1994):

$$\text{CC}(\text{S} + \text{N}) = \text{BC}_{dep} - \text{Cl}_{dep} + \text{BC}_w - \text{Bc}_u + \text{N}_i + \text{N}_u + \text{N}_{de} - \text{CNA}_{le(crit)} \quad (1)$$

où

BC_{dep} = dépôts humides + secs de cations basiques (Ca, Mg, K, Na);

Cl_{dep} = dépôts humides + secs de chlorure;

BC_w = taux d'altération du sol en cations basiques;

Bc_u = absorption nette de cations basiques (Ca, Mg, K) par les arbres;

N_i = taux d'immobilisation net de l'azote dans le sol;

N_u = absorption nette d'azote;

N_{de} = taux de dénitrification nette;

$\text{CNA}_{le(crit)}$ = taux critique de lessivage de l'alcalinité.

Toutes les variables sont exprimées en eq/ha/a . Les estimations de dépôts secs et humides de cations basiques et de chlorures sont basées sur des données de dépôt fournies par le SMC (Ro et Vet, 2002; Vet et Shaw, 2004; voir également le chapitre 3). L'altération des cations basiques a été estimée à l'aide de la méthode d'approximation du type de substrat de sol (Sverdrup et al., 1990). On n'a pas considéré dans cette évaluation l'exportation par les récoltes, par conséquent des valeurs nulles ont donc été choisies pour Bc_u et N_u . De plus, N_i et N_{de} ont été supposés négligeables. On trouvera un exposé plus détaillé du modèle SMB dans UBA (1996) et NEG/ECP (2001).

Dans les écosystèmes à l'équilibre, le taux d'entrée des anions est égal à leur taux de sortie. Pour respecter la loi de l'électroneutralité, le taux de sortie des cations du lessivage du sol doit être égal au taux de lessivage des anions. À cet égard, une composante clé du calcul des CC est le taux critique de lessivage des cations basiques (le paramètre $\text{CNA}_{le(crit)}$). Ce critère chimique critique détermine en fin de compte le seuil acceptable de saturation en bases des sols forestiers. Parmi les nombreux critères chimiques proposés dans l'exercice de modélisation européen, la CEE-ONU a élaboré un modèle pour calculer la valeur du paramètre $\text{CNA}_{le(crit)}$ des sols forestiers sur la base de deux critères: 1) le rapport Bc/Al molaire dans l'eau du sol, et 2) la constante de dissolution de la gibbsite, qui détermine la solubilité de l'aluminium (UBA, 1996). Le paramètre $\text{CNA}_{le(crit)}$ est calculé à l'aide de l'équation suivante:

$$\text{ANC}_{le(crit)} = 1.5 \times \left(\frac{\text{BC}_{dep} + \text{BC}_w - \text{Bc}_u}{(\text{Bc} / \text{Al})_{crit}} \right) + Q^{0.5} \times \left(5 \times \frac{\text{BC}_{dep} + \text{BC}_w - \text{Bc}_u}{(\text{Bc} / \text{Al})_{crit} \times K_{gibb}} \right)^{1/3} \quad (2)$$

où $\text{Bc} = \text{K} + \text{Ca} + \text{Mg}$ (les indices *dep*, *w* et *u* correspondent respectivement à *dépôt*, *altération* et *absorption nette*); le sodium est exclu parce qu'il n'offre aux végétaux aucune protection contre la toxicité de l'aluminium; $(\text{Bc}/\text{Al})_{crit}$ = critère seuil de solution dans le sol; Q est le taux de ruissellement ($\text{m}^3/\text{ha/a}$); et K_{gibb} = constante de dissolution de la gibbsite. Une plage de seuils a été proposée pour Bc/Al et K_{gibb} ; les valeurs $\text{Bc}/\text{Al} = 10$ et $\log_{10}(K_{gibb}) = 9,0$ ont été utilisées dans la présente évaluation (NEG/ECP, 2001). Ces valeurs ont été choisies dans la perspective de maintenir la saturation en bases du sol à un seuil minimal acceptable pour la santé et la productivité des forêts.

L'application de ce modèle à l'équilibre dans le contexte cartographique a été décrite en détail par le Groupe de travail sur l'état de l'environnement (NEG/ECP, 2001) et Arp et al. (2001). Nous avons compilé et cartographié séparément les charges critiques des sols forestiers et les dépassements connexes de l'ÎPÉ, la NÉ, le NB (DeMerchant et al., 2004), du QC (Ouimet, 2004) et de l'ON (Watmough et al., 2004); ils ont utilisé diverses sources de données selon la disponibilité des données dans chaque province. À l'heure actuelle, ces cartes donnent l'évaluation des CC et des dépassements des sols forestiers sans considération des récoltes ou des feux de forêt. Les CC et les cartes connexes correspondent donc à une situation où les sols et les forêts sont essentiellement à l'équilibre, sans acidification du sol local par des exploitations forestières ou des incendies. L'exploitation forestière, en particulier, crée à long terme un processus acidifiant parce qu'on se trouve à extraire les cations basiques des écosystèmes, mais crée du même coup un processus neutralisant attribuable à l'exportation de l'azote. Par



conséquent, l'ampleur de l'apport d'acide causé par l'exploitation forestière dépend du rapport cations basiques/azote de la biomasse récoltée, qui est fonction du taux de croissance de la forêt, des essences et du type de biomasse récoltée (tiges, écorces, branches et feuilles). L'exploitation forestière pourrait représenter un apport majeur en acidité dans les forêts de feuillus tolérants, et causer de l'acidification mineure dans les écosystèmes de conifères boréaux quand seules les tiges sont récoltées. Par exemple, il y aurait en moyenne environ 10% de l'apport d'acides dans ces écosystèmes qui seraient attribuables à l'exploitation des forêts de conifères boréales du QC (Ouimet, 2004). Toutefois, l'acidité causée par la coupe et l'exploitation forestière peut varier de 0 à plus de 300 $\mu\text{g}/\text{ha}/\text{a}$ (Ouimet, 2004; Watmough et Dillon, 2003). Si on incluait les effets des exploitations forestières et des feux de forêt, on obtiendrait des CC calculées plus faibles et des dépassements plus élevés. C'est pourquoi les cartes et les tableaux présentés ici sous-estiment l'impact des dépôts acides sur les ressources forestières.

On a calculé le dépassement des CC des sols forestiers et selon le lessivage de l'azote et à long terme. Dans le calcul du dépassement actuel selon le lessivage de l'azote, on a estimé la composante « dépôt acide », de chaque polygone de sol, en multipliant la concentration médiane de NO_3^- de chaque province par les ruissellements spécifiques des polygones obtenus de la carte nationale du ruissellement. On a calculé le dépassement à long terme des CC des sols forestiers en utilisant la somme des composantes humides et sèches des dépôts soufrés et azotés fournies par le SMC. Tel qu'il est indiqué ci-dessus, plusieurs valeurs de la composante « dépôt d'azote » n'ont pas été quantifiées, de sorte que les dépassements à long terme sont sous-estimés.

8.3.3.3 Combinaison des estimations du dépassement de CC des milieux aquatiques et terrestres

Pour obtenir la couverture régionale la plus étendue possible, on a combiné sur une même carte les estimations des dépassements – et selon le lessivage et à long terme – des CC des systèmes aquatiques et terrestres. Cette combinaison a été rendue plus compliquée par leur nature différente, les valeurs aquatiques correspondant à des points dans l'espace, et les valeurs des sols forestiers correspondant à des polygones de taille variable dans l'espace. L'adoption de la présentation maillée déjà utilisée pour les CC des lacs et les dépassements est apparue comme la façon la plus simple de combiner les deux sources d'information. À cette fin, l'information sur les polygones de la carte des CC des sols a été « rééchantillonnée » à une résolution de 1 km^2 , la grille du SMC de 127 $\text{km} \times 127 \text{ km}$ y a été superposée, et la valeur de rééchantillonnage correspondant au 5^e percentile dans

une maille donnée de la grille a été choisie comme CC terrestre pour cette maille. Le dépassement associé à la valeur de rééchantillonnage de la CC correspondant au 5^e percentile a été choisi comme dépassement terrestre pour cette maille. La procédure de rééchantillonnage donne un plus grand poids au grand polygone de sorte que l'on obtient des données percentiles apparentées à des valeurs à pondération surfacique. Quand il y avait les CC et du milieu aquatique et du milieu terrestre pour une maille donnée, la plus basse des deux a été choisie pour l'ensemble de la maille. Il est souvent arrivé qu'une seule des CC estimées était disponible pour une maille donnée, particulièrement dans les estimations des sols forestiers du nord de l'ON et du QC, et les estimations des lacs des provinces à l'ouest de l'ON. Ces cartes de dépassements maillées combinées (combinaison des dépassements calculés selon le lessivage et des dépassements calculés selon l'état à long terme) ont été produites en utilisant le dépassement associé à chaque maille selon le type de CC (c.-à-d. aquatique ou terrestre) qui avait été choisi pour la carte combinée des CC. Ces cartes de dépassements combinées sont les premières de ce type jamais produites en Amérique du Nord.

8.4 CHARGES CRITIQUES ET DÉPASSEMENTS

D. S. Jeffries, R. Ouimet, J. Aherne, P. A. Arp, V. Balland, I. Demerchant, J. Dupont, J. Franklyn, D. C. L. Lam, F. Norouzian, S. Watmough et I. Wong

8.4.1 Charges critiques du milieu aquatique

On donne au tableau 8.2 les statistiques sur les CC des milieux aquatiques de chaque province. On a retenu la valeur correspondant au 5^e percentile (colonnes ombrées du tableau 8.2) comme valeur provinciale de la CC pour tenir compte des incertitudes dans sa détermination. À noter toutefois que même ces valeurs doivent être utilisées avec précaution car les ensembles de données sur les lacs sont constitués des compilations de données de surveillance existantes et ne sont pas statistiquement représentatifs des populations de lacs provinciales. Étant donné la nature des biais trouvés dans les ensembles de données (voir la discussion du chapitre 6, section 6.3.1), les CC du tableau 8.2 sont probablement surestimées. La CC-S d'un lac donné est négative quand les modèles prévoient qu'aucun dépôt de SO_4^{2-} ne permet d'atteindre la concentration de son seuil chimique. Ces lacs ne peuvent neutraliser aucun apport anthropique d'acide provenant de l'atmosphère. Ces situations sont indiquées par les lettres « Bkd » au tableau 8.2. Les dépôts naturels de SO_4^{2-} corrigés pour le sel de mer dans le sud-est du Canada

Tableau 8.2. Nombre de lacs (n), plage de valeurs et CC (éq/ha/an) correspondant au 5^e et 50^e percentile calculés pour chaque province au moyen de la base de données sur la chimie des lacs « à l'état actuel » (voir figure 8.1). Les résultats de cette évaluation ont été obtenus avec le modèle expert et avec le modèle SSWC. Les valeurs correspondant au 5^e percentile (colonnes ombrées) sont considérées comme étant les CC régionales. Les CC négatives sont indiquées par « Bkd » (= dépôt naturel), ce qui signifie qu'il est impossible pour le lac d'atteindre le seuil chimique utilisé pour calculer la CC. Les charges critiques déterminées par d'autres évaluations au moyen du modèle SSWC sont présentées à des fins de comparaison.

Province	CC provinciale (éq/ha/an) calculée dans cette évaluation										CC provinciale (éq/ha/an) provenant d'autres évaluations				
	Modèle expert					Modèle de la chimie de l'eau à l'équilibre					Modèle de la chimie de l'eau à l'équilibre				
	n	Plage	Percentile		n	Plage	Percentile		n	Plage	Percentile		5 ^e	50 ^e	Référence
TN	23	Bkd – >2080	Bkd	Bkd	23	Bkd – 6950	Bkd	530	29	Bkd – 5930	Bkd	824	Dupont et al. (sous presse)		
NÉ	60	Bkd – >2080	Bkd	Bkd	60	Bkd – 2920	50	444	97	Bkd – 16000	Bkd	344	Dupont et al. (sous presse)		
NB	115	Bkd – >2080	Bkd	942	115	79 – 9260	205	1000	94	Bkd – 7640	104	806	Dupont et al. (sous presse)		
QC	130	147 – >2080	345	734	130	175 – 6670	311	619	1351	Bkd – 10100	184	575	Dupont et al. (sous presse)		
ON	1041	Bkd – >2080	126	832	1081	47 – 18900	177	542	1469	Bkd – 15600	337	607	Henriksen et al. (2002)		
MB	Non analysées														
SK	Non analysées														
AB	Non analysées														
CB	Non analysées														
					15	1070 – 8810	1620	2870							
					11	93 – 1630	148	465							
					319	Bkd – 7040	307	1760	460	Bkd – 4720	47	961	WRS (2004)		
					196	410 – 110000	1220	4570							

sont d'environ 40 à 60 éq/ha/a (ou ~ 2-3 kg/ha/a). La CC-S maximale indiquée pour les applications du modèle expert était supérieure à 2 080 éq/ha/a (ou à 100 kg/ha/a de SO_4^{2-}) car les itérations du modèle ont été arrêtées à cette valeur même si le seuil du pH n'avait pas été atteint.

Les CC correspondant au 5^e percentile varient des valeurs données par les dépôts naturels à TN, en NE et au NB (seules les valeurs fournies par le modèle expert ont été utilisées pour les deux dernières provinces) à 1 620 éq/ha/a pour le très petit ensemble de données du Manitoba. Pour toutes les provinces de l'Est à l'exception du QC, les CC déterminées par le modèle expert étaient inférieures à celles déterminées par le modèle SSWC, en grande partie parce que le premier considère l'effet des acides organiques naturels sur le pH des lacs, mais non le second. L'ensemble de données du QC présente généralement de faibles concentrations de COD (voir le chapitre 6, section 6.3.2). Le plus important effet des substances organiques naturelles sur le pH des lacs se

produit dans les lacs où la concentration des cations basiques est faible, soit précisément les lacs sensibles à l'acidité, ceux qui vont le plus probablement déterminer la CC régionale.

Le modèle SSWC a récemment été appliqué à plusieurs ensembles de données canadiens, p. ex. par Henriksen et al. (2002) en ON, par WRS (2004) en Alberta, et par Dupont et al. (sous presse) à TN, en NE, au NB et au QC (voir les colonnes de droite du tableau 8.2). Les différences relevées entre les CC des lacs et les valeurs calculées par le SSWC pour cette évaluation peuvent être attribuées à plusieurs facteurs. Par exemple, on a parfois évalué des échantillons de population très différents (particulièrement au QC et en ON); on a parfois utilisé des périodes de collecte de données différentes (voir l'effet des tendances chimiques noté ci-dessus); des méthodes différentes ont été utilisées pour spécifier certaines données initiales importantes, comme les données de ruissellement; et, on a parfois utilisé des constantes ou des coefficients inhérents au modèle SSWC légèrement différents.

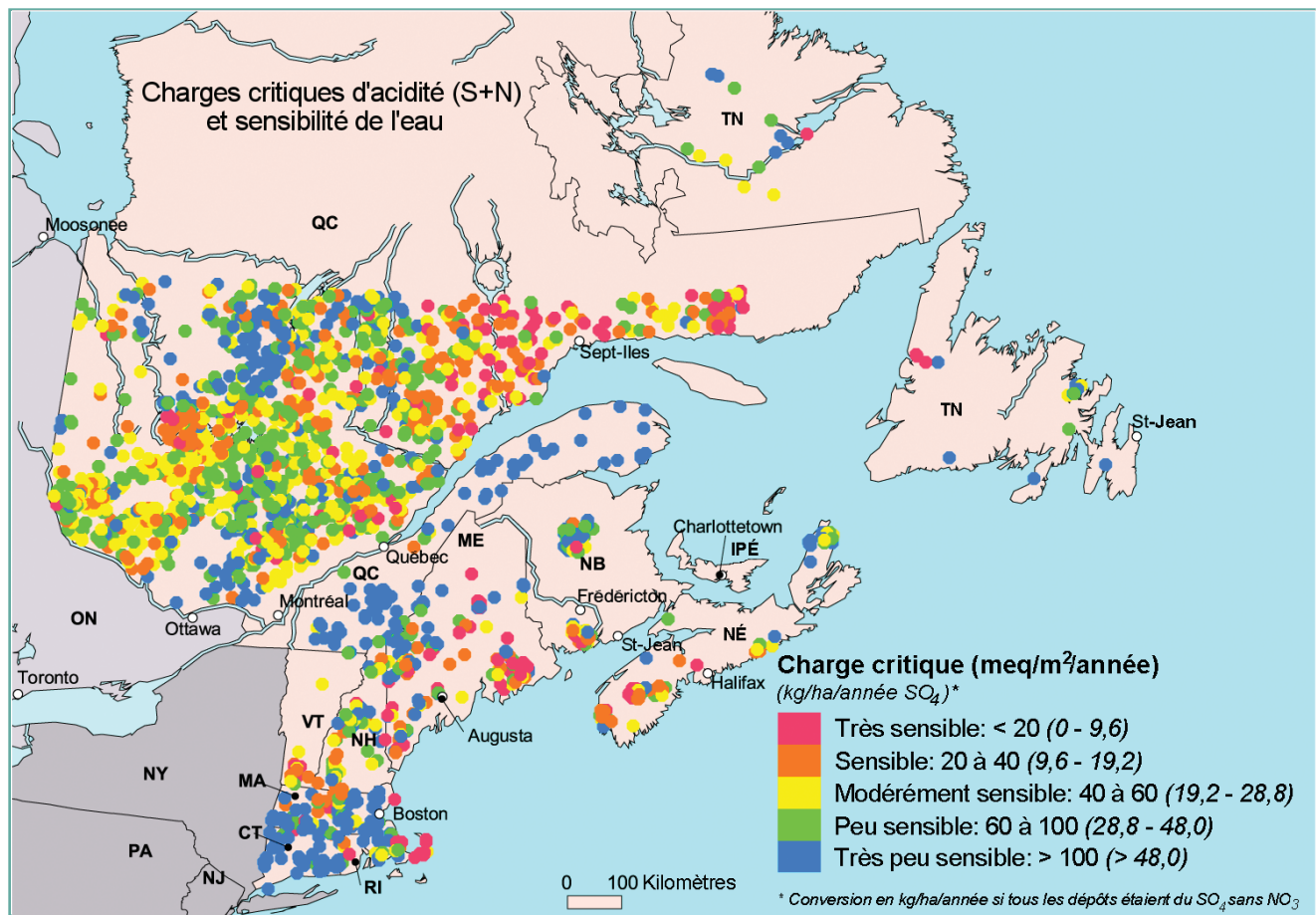


Figure 8.2. CC d'acidité des lacs de la Nouvelle-Angleterre et de l'est du Canada par Dupont et al. (sous presse). À noter que les classes de CC figurant sur la carte sont exprimées en $\text{meq}/\text{m}^2/\text{a}$ (multiplier par 10 pour les exprimer en $\text{éq}/\text{ha}/\text{a}$) et que les valeurs équivalentes en soufre seulement ($\text{kg}/\text{ha}/\text{a}$ de SO_4^{2-}) sont indiquées entre parenthèses.

Ce dernier facteur était particulièrement important dans le cas des analyses pour l'Alberta, car WRS (2004) a utilisé une valeur beaucoup plus stricte pour la CNA_{limite} ($75 \mu eq/L$) que la nôtre ($40 \mu eq/L$), ce qui a donné une CC correspondant au 5^e percentile beaucoup plus basse (47 éq/ha/a) que la nôtre (307 éq/ha/a). À l'exception de ces résultats pour l'Alberta et compte tenu des facteurs notés ci-dessus, les CC calculées pour cette évaluation sont comparables à celles de Henriksen et al. (2002) pour l'ON et de Dupont et al. (sous presse) pour le QC et les provinces de l'Atlantique.

Les charges critiques présentent souvent une grande variabilité spatiale en raison de la variabilité naturelle des caractéristiques des terrains qui les déterminent (principalement le substrat rocheux et la géologie superficielle), ce qui a été bien illustré par Dupont et al. (sous presse; voir la figure 8.2), particulièrement dans le sud du QC, au nord du Saint-Laurent, où l'on disposait de données de lacs du QC résultant d'un échantillonnage assez dense (QLS; Dupont, 1992a, b). Les valeurs élevées et les valeurs basses des CC réparties sur la carte de Dupont et al., se situent souvent les unes à côté des autres. Dans la partie canadienne de la carte, les lacs où les CC sont très basses se trouvent plus

nombreux dans le nord-ouest du QC (près de Rouyn-Noranda), l'est de la rive nord du Saint-Laurent au QC, le sud-ouest de la NÉ et du NB, et l'ouest de TN. Les lacs où les CC sont élevées sont plus nombreux à l'est d'Ottawa, dans la région de Chibougamau, dans les basses terres du Saint-Laurent au QC, dans le sud de TN et dans l'ouest de l'île du cap Breton. Les lacs les plus sensibles à l'acidité (c.-à-d. ceux pour lesquels les CC sont les plus basses) se trouvent généralement sur un substrat igné ou un substrat de roches métamorphiques silicatées, ou une autre formation géologique pauvre en carbonates. Les lacs insensibles (CC élevées) se trouvent généralement là où il y a du calcaire et des roches sédimentaires.

La variabilité spatiale des CC du milieu aquatique déterminées à l'aide de la base de données de la chimie des lacs de cette évaluation est illustrée à la figure 8.3. La CC de la grille a été déterminée tel que nous l'avons décrit à la section 8.3.3.1 et les CC ont ensuite été classifiées tel qu'il est indiqué dans la légende de la figure. La grille est composée de mailles de $127 \text{ km} \times 127 \text{ km}$, et l'inclinaison est le résultat de la superposition d'une grille stéréographique polaire à une carte à projection conique conforme de Lambert.

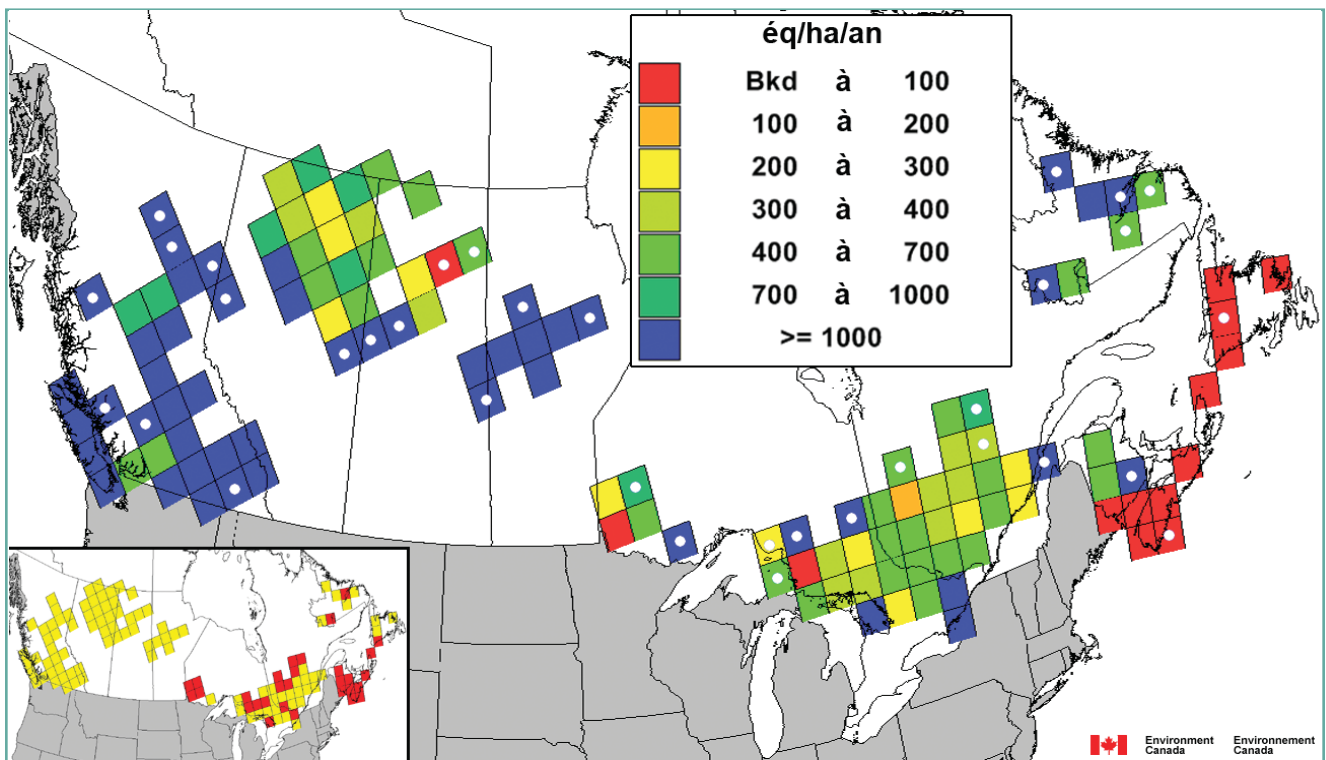


Figure 8.3. CC d'acidité (S + N) du milieu aquatique (dépôts humides + secs en éq/ha/a) calculée à l'aide du modèle expert ou du modèle SSWC selon le protocole de sélection décrit à la section 8.3.3.1. Dans la légende, « Bkd » désigne le dépôt naturel qui correspond à une CC d'environ 40 à 60 éq/ha/a . La carte répertoire (coin inférieur gauche) spécifie le modèle choisi pour chaque maille de la grille: rouge = expert, jaune = SSWC. La CC dans une maille donnée correspond au 5^e percentile de tous les lacs se trouvant dans cette maille. Les mailles ne contenant qu'un lac sont indiquées par un point blanc.

La grille choisie ici a l'avantage de supprimer la variabilité à petite échelle (d'un lac à l'autre) qui est manifeste dans la carte de la Nouvelle-Angleterre et de l'est du Canada de Dupont et al., mais a l'inconvénient d'occulter la quantité de données qui a contribué à la détermination des valeurs par maille. Pour les 2 054 lacs ayant des caractéristiques chimiques appropriées pour le calcul des CC, le nombre de lacs dans une maille donnée variait de 1 à 280 (moyenne = 15,9, médiane = 3,5). Les valeurs de maille données par un seul lac sont les plus incertaines, ce qui est le cas pour 34 des 125 mailles de la figure 8.3. Évidemment, certaines des mailles à lac unique sont des mailles dont une partie seulement couvre une étendue de terrain pouvant comporter des lacs, le reste couvrant la mer libre, des parties des Grands Lacs ou le territoire américain.

On a adopté dans les évaluations passées une approche qui se trouvait à sous-estimer le nombre de lacs et les régions géographiques à CC basses. La nature non représentative des ensembles de données sur les lacs combinée à la méthode utilisée ici pour attribuer une CC à chaque maille semble avoir entraîné la surestimation des CC régionales ici également. Parmi les 34 mailles à lac unique de la figure 8.3, 29 avaient une CC > 400 éq/ha/a (approximativement > 20 kg/ha/a de SO_4^{2-}), et 22 une CC > 1 000 éq/ha/a, et cela en dépit du fait que certaines des mailles couvrent des terrains sensibles selon la carte nationale de sensibilité (Atlas national du Canada, 1995). Inversement, les mailles contenant un grand nombre de lacs, comme celles associées aux quatre grappes de lacs de l'ON (voir figure 8.1) ont plutôt des CC basses (deux dans la plage 0-100 éq/ha/a et deux dans la plage 200-300 éq/ha/a). Une seule des mailles à lac unique se trouvait dans la classe des CC les plus basses (0-100 éq/ha/a) (les plus sensibles), et deux d'entre elles (une en NÉ et une à TN) étaient voisines de mailles de la même classe où la CC était basée sur des données de 4 à 14 lacs. La troisième maille à lac unique et à faibles CC se trouve dans le centre-nord de la Saskatchewan, où le terrain est sensible d'après l'Atlas national du Canada (1995). Le pH et la concentration de cations basiques pour l'unique lac figurant dans cette maille se trouvent dans le 3^e percentile de l'ensemble de données de l'« état actuel » de la Saskatchewan (voir chapitre 6).

Les mailles couvrant la charge cible de 1983 (20 kg/ha/a de SO_4^{2-} humide) sont représentées sur la figure 8.3 par les quatre classes de CC les plus basses (c.-à-d. les CC ≤ 400 éq/ha/a). On les trouve dans toutes les provinces, à l'exception du Manitoba et de la Colombie-Britannique, et, en fait, elles contiennent toute des mailles où $\text{CC} \leq 300$ éq/ha/a.

La classe de CC la plus basse et la plus sensible (Bkd – 100 éq/ha/a; mailles rouges de la figure 8.3) se trouve dans 13 (~ 21%) des mailles de l'Est. Onze d'entre elles se trouvent à TN, en NÉ et dans le sud du NB, ce qui est compatible avec les résultats des évaluations précédentes et l'extrême sensibilité de leurs eaux (voir chapitre 6). Les deux autres mailles où la CC est extrêmement basse se trouvent dans les environs de la région des lacs expérimentaux du nord-ouest de l'ON et la région d'Algoma du centre de l'ON (à l'est du lac Supérieur). La CC représentant ces deux mailles a été évaluée avec beaucoup de données, 85 et 267 lacs respectivement y ayant été échantillonnés.

Les classes de CC moyennement basses (100-400 éq/ha/a; mailles orange, jaunes et jaune-vert) se trouvent dans 20 mailles distribuées de façon irrégulière au QC, en ON, en Saskatchewan et en Alberta. En général, leur distribution reflète la sensibilité des terrains (voir l'Atlas national du Canada, (1995).

Les classes de CC moyennes à élevées (> 400 éq/ha/a; mailles vertes, bleu vert et bleues, qui sont moins sensibles, prédominent sur la carte, couvrant 70% des 125 mailles de la figure 8.3. Ces mailles se trouvent dans toutes les provinces, sauf la NÉ, et elles sont environ deux fois plus nombreuses dans l'Ouest que dans l'Est. Trente-sept des 87 mailles ayant des CC parmi les plus élevées se trouvent au Manitoba et en Colombie-Britannique, ce qui montre que leurs ensembles de données sur la chimie de l'eau n'incluent pas de façon adéquate les lacs des parties sensibles de ces provinces. Il ne faudrait pas conclure à partir de la figure 8.3 que les dépôts acides ne perturberont pas les écosystèmes aquatiques au Manitoba ou en Colombie-Britannique. Des relevés de lacs incluant les régions sensibles de ces provinces sont nécessaires pour lever cette limitation de données.

En ON, les CC des lacs de la région de Sudbury-Killarney et du bassin de la rivière Muskoka ont été évaluées à l'aide du modèle FAB, plus complexe (Hindar et al., 2000, 2001; Aherne et al., 2004). Le modèle FAB est un modèle à l'équilibre qui tient compte des sources et des puits de N du bassin terrestre d'un lac ainsi que de la rétention de S et de N qui se produit dans le lac. Le modèle ne produit pas une CC unique, mais plutôt une « fonction de charge critique » pour chaque lac qui inclut explicitement les composantes S et N. L'avantage du modèle FAB est qu'il montre comment les réductions des dépôts de S ou N (individuellement ou en combinaison) peuvent être utilisées pour réduire les dépassements. Le désavantage qu'il y a à l'utiliser tient à la grande quantité de données qu'il nécessite comme intrants (comparativement au modèle expert ou au modèle SSWC). Les applications du

modèle FAB en ON ont montré que plus de réduction des dépôts de soufre sera nécessaire pour éliminer les dépassements des CC (la seule réduction des dépôts d'azote serait insuffisante), et les CC significativement étaient plus élevées dans les lacs d'aval quand on tenait compte de la rétention de l'azote dans les lacs d'amont.

8.4.2 Charges critiques terrestres

Dans l'est du Canada, la CC médiane des forêts atteint 559 éq/ha/a (médiane à pondération surfacique), variant de 135 à 7 980 éq/ha/a . La charge critique médiane la plus élevée se trouve à l'ÎPÉ, et la plus basse, au QC (tableau 8.4, section 8.4.4). La CC des écosystèmes terrestres correspondant au 5^e percentile est inférieure à 400 éq/ha/a dans la majorité des provinces canadiennes de l'Est, et est généralement plus élevée que les valeurs des écosystèmes aquatiques du 5^e percentile correspondantes (tableau 8.2).

Comme on le voit à la figure 8.4, les CC sont généralement le plus élevées là où le substrat est calcaire, et sont généralement élevées là où le sol est profond. C'est pourquoi les régions méridionales de l'ON sont bien protégées contre les dépôts acides. Par contre, les sols peu profonds de hautes terres accidentées à substrat felsique ou granitique comme ceux du sud-ouest de la NÉ et du Bouclier canadien ont des charges critiques faibles. On notera que les CC des sols forestiers de la figure 8.4 ne font pas intervenir l'effet de l'exploitation forestière ou des feux de forêt. S'il y a exploitation forestière, la quantité nette de cations basiques enlevée avec le bois augmente considérablement la sensibilité des sols aux dépôts acides (Watmough et Dillon, 2003).

Bien que l'analyse des CC de milieux terrestres présentée ici ait été limitée au sud-est du Canada, des CC ont été déterminées en Alberta (résumées par Foster et al., 2001). Des sols sableux recouverts d'une forêt de pins gris avaient une CC médiane de 440 éq/ha/a (la plage allant de 210 à 690 éq/ha/a). Cette évaluation et des informations sur les CC d'écosystèmes aquatiques ont mené Foster et al. à proposer qu'une CC de 250 éq/ha/a était appropriée pour tous les terrains sensibles de l'Alberta.

8.4.3 Dépassement des charges critiques des écosystèmes aquatiques

Les dépassements des CC des écosystèmes aquatiques ont été calculés pour chaque lac échantillonné dans les ensembles de données provinciaux comme étant la différence entre le dépôt de soufre total tombé (humide + sec) et la CC (voir figure 8.3), la composante azotée étant estimée en

ajoutant soit le lessivage actuel du NO_3 (pour le dépassement selon le lessivage de l'azote) soit le dépôt d'azote (sec + humide) (pour le dépassement à long terme). Les valeurs correspondant au 95^e percentile du dépassement selon le lessivage de l'azote et du dépassement à long terme pour chaque province sont présentées au tableau 8.3. On a choisi les estimations les plus élevées du modèle expert et du modèle SSWC concernant les provinces de l'Est (seules les valeurs sur le lessivage de l'azote du modèle SSWC étaient disponibles pour les provinces de l'Ouest). Tous les dépassements selon le lessivage de l'azote dans les provinces de l'Est étaient positifs, allant de 132 éq/ha/a (le QC avait la CC la plus élevée parmi les provinces; voir le tableau 8.2) à 379 éq/ha/a (au NB, où la CC était très basse). Les CC extrêmement faibles à TN et en NÉ entraînent des dépassements substantiels selon le lessivage de l'azote (respectivement 219 et 317 éq/ha/a), même si les dépôts sont relativement faibles. Ils ne sont pas très différents du dépassement selon le lessivage de l'azote en ON (323 éq/ha/a) où des CC moyennes sont obtenues avec des dépôts relativement plus élevés. Il n'y a aucun dépassement positif selon le lessivage de l'azote dans les provinces de l'Ouest, bien que le seul dépassement légèrement négatif en Saskatchewan fasse craindre que même une faible augmentation des dépôts puisse produire un dépassement positif. À nouveau, les dépassements extrêmement négatifs selon le lessivage de l'azote au Manitoba et en Colombie-Britannique sont sans aucun doute le reflet de la nature non représentative de leurs ensembles de données (les lacs des terrains sensibles n'étant pas échantillonnés ou l'étant inadéquatement), et ne permettent pas d'autoriser l'augmentation des dépôts acides.

Comme prévu, les dépassements à long terme du milieu aquatique des provinces de l'Est sont beaucoup plus élevés que les dépassements selon le lessivage de l'azote, la différence étant constituée par la partie des dépôts d'azote qui n'est pas exportée sous la forme de NO_3 dans le ruissellement de surface. On notera également que ces valeurs peuvent être sous-estimées parce que plusieurs espèces azotées n'ont pas été incluses dans l'estimation des dépôts d'azote humides et secs. La variation observée entre les provinces dans le dépassement à long terme correspondant au 95^e percentile (tableau 8.3) est le reflet des CC basses des provinces atlantiques combinées avec des dépôts d'azote moyens, et des CC plus élevées du QC et de l'ON combinées avec des dépôts plus élevés. Les dépassements à long terme font nettement ressortir le besoin d'éviter que les écosystèmes ne deviennent saturés en azote à cause des dépôts d'azote qui restent élevés.

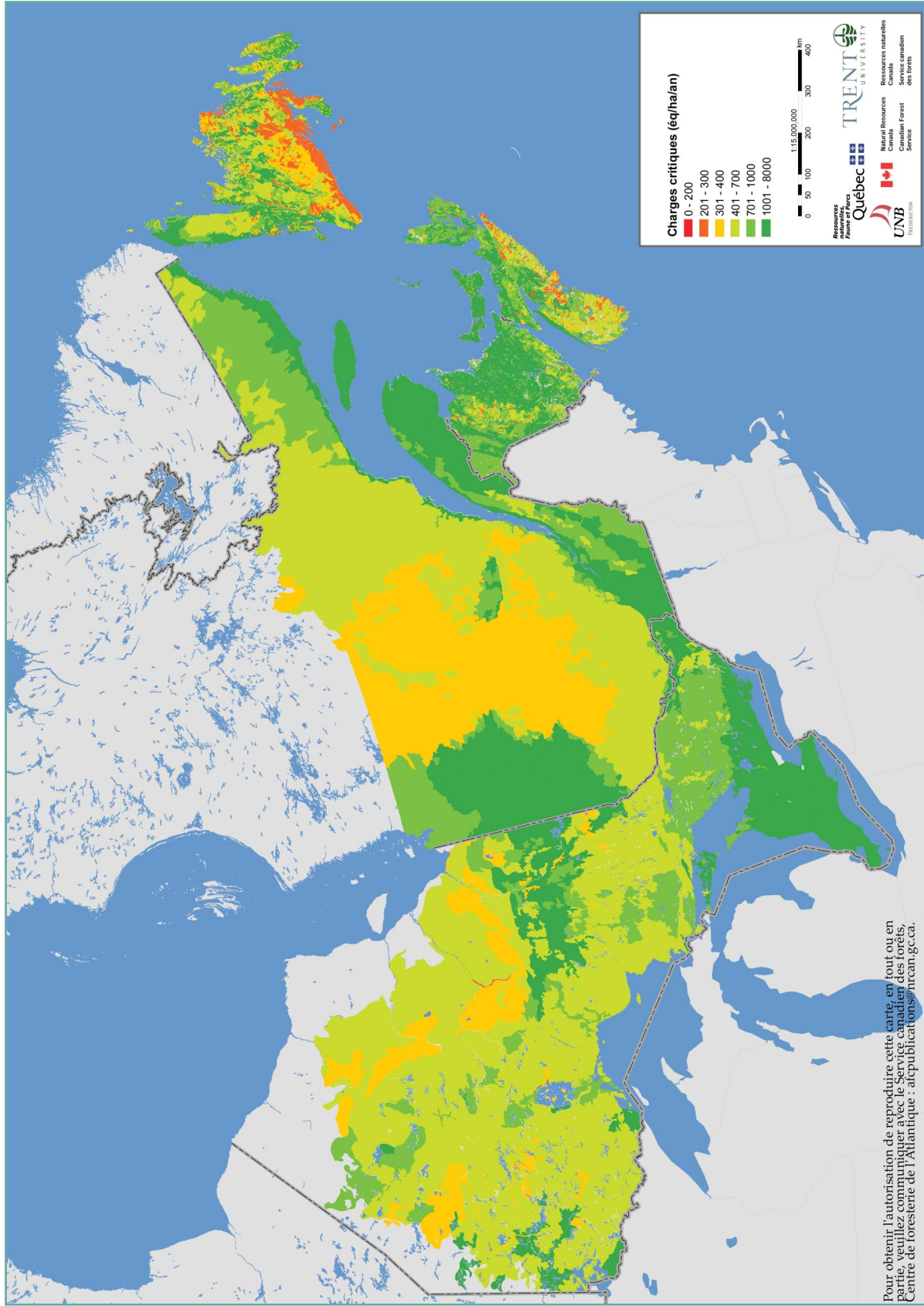


Figure 8.4. CC des sols forestiers du sud-est du Canada en éq/ha/a, aucune exploitation forestière ou incendie forestier n'étant supposé.

Tableau 8.3. Dépassement des CC des écosystèmes aquatiques selon le lessivage de l'azote (valeur correspondant au 95^e percentile) évalué avec le modèle indiqué à partir des ensembles de données des provinces (voir le tableau 8.2). Les dépassements équivalents à long terme dans les provinces de l'Est sont également représentés.

Province	Dépassement selon le lessivage de l'azote (ég/ha/an)	Dépassement à long terme (ég/ha/an)	Modèle
TN	219	429	Expert
NÉ	317	677	Expert
NB	379	749	Expert
QC	132	617	SSWC
ON	323	1070	SSWC
MB	-1520	-	SSWC
SK	-53	-	SSWC
AB	-242	-	SSWC
CB	-953	-	SSWC

Les variations spatiales du dépassement selon le lessivage de l'azote et du dépassement à long terme sont respectivement présentées aux figures 8.5a et 8.5b. La figure 8.5a représente les dépassements actuels, et la figure 8.5b représente une situation où l'écosystème deviendrait saturé en azote.

Pour ce qui est de la situation actuelle, les 7 mailles rouge-orange de la figure 8.5a présentent les dépassements du milieu aquatique selon le lessivage de l'azote les plus élevés (de 300 à 600 ég/ha/a, l'équivalent de 14,4 à 28,8 kg/ha/a de SO_4^{2-}). Ils sont observés à trois endroits: 5 mailles du sud de la NÉ et du NB, une maille dans le centre de l'ON à l'est du lac Supérieur, et une maille dans le centre-sud de l'ON à l'est de la Baie Georgienne. Les CC sont très basses aux deux premiers endroits (voir figure 8.3), tandis que la CC est moyenne et les dépôts sont plus élevés au dernier endroit. Dix-sept mailles orange sur la figure 8.5a indiquent des dépassements moyens selon le lessivage de l'azote (de 100 à 300 ég/ha/a). On les trouve à TN (mais non au Labrador), en NÉ, dans le sud-ouest du QC, et dans le centre et le centre-sud de l'ON. Sept mailles à dépassement faible (0-100 ég/ha/a, mailles jaunes de la figure 8.5a) sont irrégulièrement réparties dans tout le sud-ouest du QC et de l'ON. La CC extrêmement basse située à proximité de la région des lacs expérimentaux du nord-ouest de l'ON (la maille rouge de la figure 8.3) est à l'origine d'un faible dépassement positif selon le lessivage de l'azote (maille jaune) sur la figure 8.5a, même si les dépôts atmosphériques sont faibles. Les CC des écosystèmes aquatiques ne sont pas dépassées (selon l'hypothèse du lessivage de l'azote) dans la moitié (32 sur 63) des mailles de l'Est et leur distribution spatiale indique que les terrains y sont moins sensibles (une CC plus élevée) ou que les dépôts sont faibles. Dans l'ensemble, la présence généralisée de dépassements positifs des CC des lacs du sud-est du Canada selon le lessivage de l'azote signifie qu'il faudra faire baisser encore plus les dépôts acides.

Aucun dépassement positif selon le lessivage de l'azote n'a été trouvé dans l'Ouest canadien: il n'y a aucune maille jaune ou rouge dans l'Ouest sur la figure 8.5a. Le seul lac situé dans la maille à CC extrêmement basse du centre-nord de la Saskatchewan (la maille rouge sur la figure 8.3) avait un dépassement selon le lessivage de l'azote de -2 ég/ha/a, de sorte qu'une augmentation même minime des dépôts le ferait passer dans la classe des dépassements positifs. Les dépassements dans l'Ouest canadien devraient être traités avec précaution parce que les lacs échantillonnés ne représentent pas adéquatement les grandes régions de terrains sensibles du nord et du sud-est du Manitoba, du nord de la Saskatchewan et de la chaîne côtière de la Colombie-Britannique. De plus, la variation spatiale des dépôts actuels de soufre utilisés pour calculer les dépassements est beaucoup plus incertaine dans l'ouest du Canada que dans l'est.

Pour toutes les provinces de l'Est (figure 8.5b) à l'exception du Labrador, il y a dans les écosystèmes aquatiques des dépassements de CC à long terme très élevés, allant de 300 à plus de 600 ég/ha/a. Trente-neuf des 63 mailles se trouvent dans les deux classes de dépassement les plus élevées (à comparer aux 31 mailles dans toutes les classes de dépassement positif de la figure 8.5a). Si les taux actuels de dépôt d'azote finissent par entraîner de la saturation en azote, il en résultera un effet profond sur le dépassement des CC.

8.4.4 Dépassement des charges critiques des écosystèmes terrestres

Comme pour les dépassements des écosystèmes aquatiques, nous avons considéré deux types de dépassement des CC dans les écosystèmes terrestres. Dans le dépassement « selon le lessivage de l'azote », on tient compte de tous les dépôts de soufre actuels, lesquels sont acidifiants, et de la composante

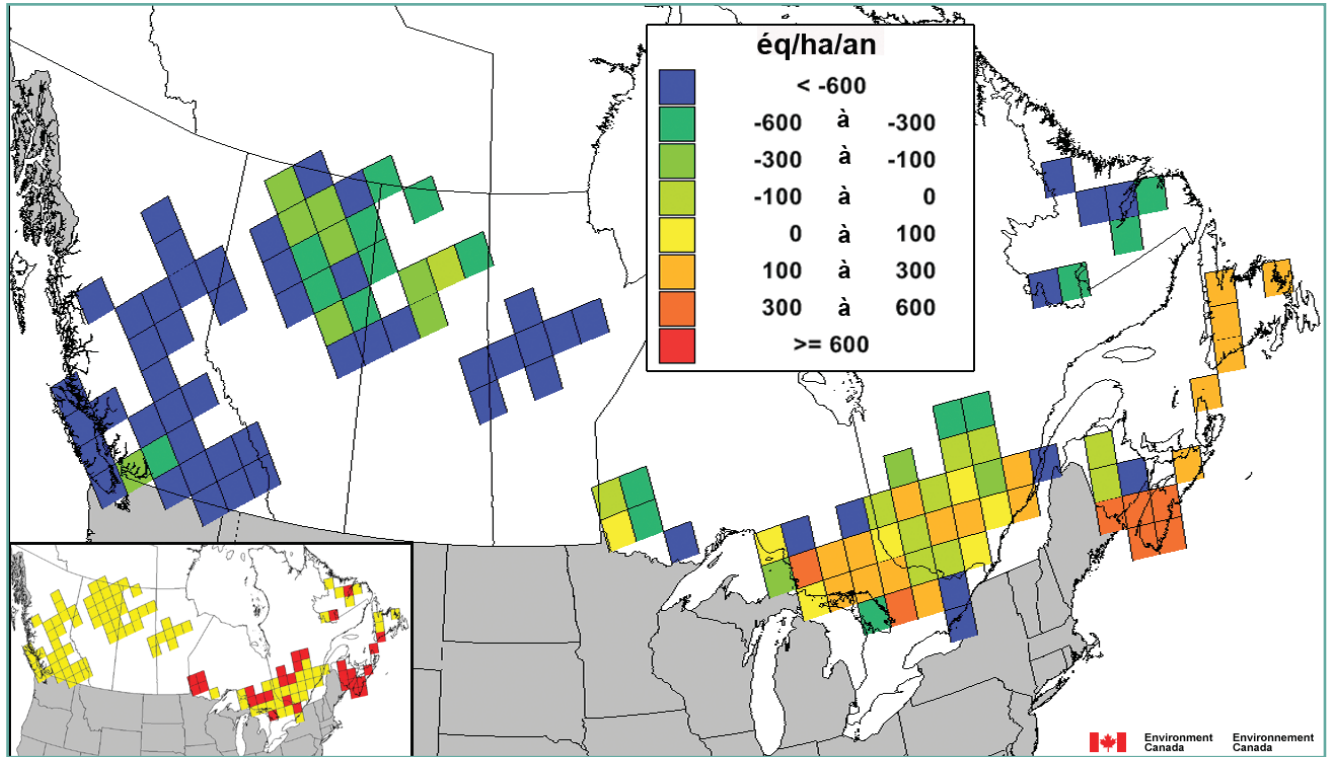


Figure 8.5a. Dépassement actuel d'acidité (S + N) des CC des écosystèmes aquatiques selon le lessivage de l'azote (éq/ha/a) calculé à l'aide du modèle expert ou du modèle SSWC. La carte-index (coin inférieur gauche) spécifie le modèle choisi pour chaque maille: rouge = expert, jaune = SSWC.

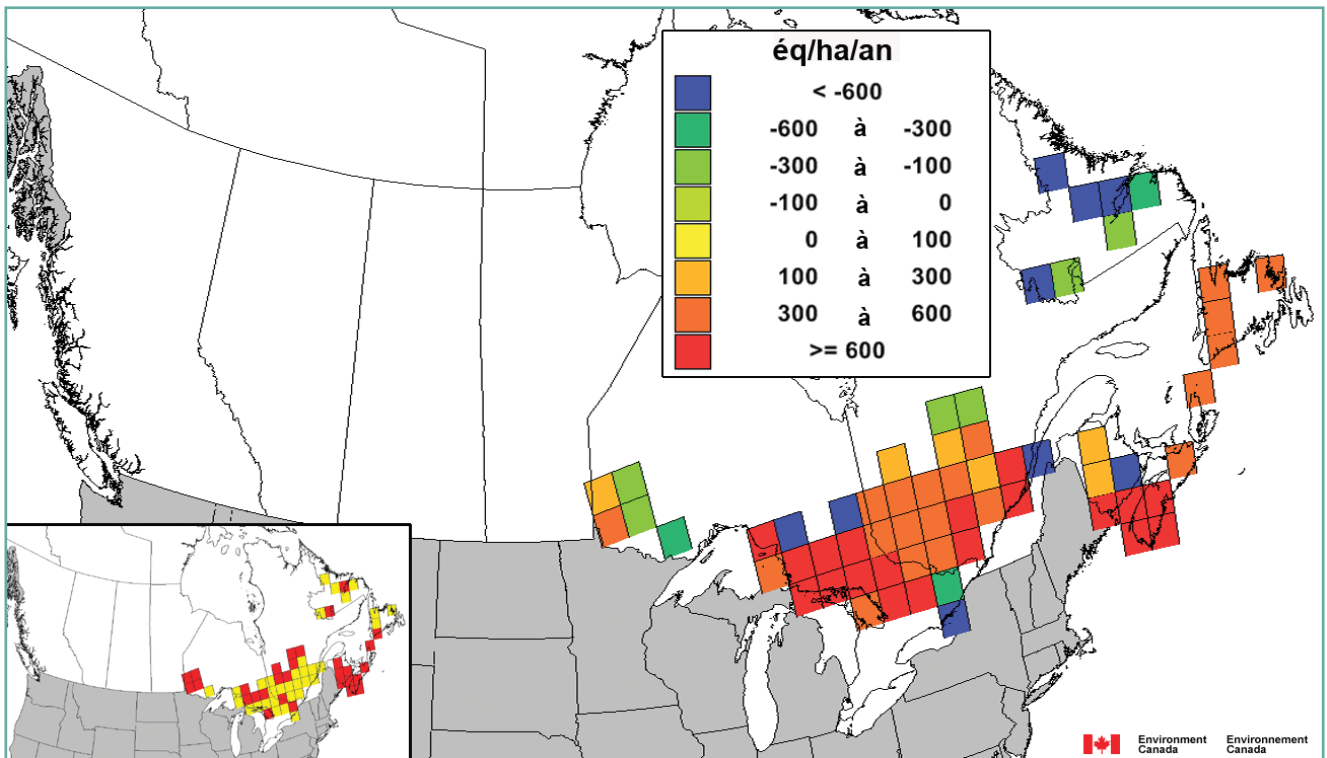


Figure 8.5b. Dépassement d'acidité à long terme (S + N) des CC des écosystèmes aquatiques (éq/ha/a) calculé à l'aide du modèle expert ou du modèle SSWC. Les dépassements à long terme n'ont pu être calculés que pour les provinces de l'Est. La carte-index (coin inférieur gauche) spécifie le modèle choisi pour chaque maille: rouge = expert, jaune = SSWC.



des dépôts d'azote qui est lessivée sous forme de NO_3^- (voir la procédure pour estimer le dépassement actuel des écosystèmes aquatiques). Le dépassement selon le lessivage de l'azote est plus représentatif de l'état *actuel* des écosystèmes terrestres, vu qu'on a encore peu d'indications qu'ils sont saturés en azote (voir chapitre 5). Toutefois, ce dépassement sous-estime l'impact acidifiant de la nitrification épisodique de l'ammoniac dans le sol (voir chapitre 5) et de l'exploitation forestière, ne tient pas compte du potentiel cumulatif de saturation en azote quand les dépôts d'azote restent élevés et, par conséquent, constitue une estimation exagérément optimiste du dépassement des CC des écosystèmes terrestres.

Dans le « dépassement à long terme », on considère que l'ensemble des dépôts atmosphériques actuels d'azote et de soufre se trouvent à long terme à acidifier les écosystèmes terrestres. À long terme, les sols sont en équilibre avec les apports, donc saturés en azote; de ce fait, tous les dépôts d'azote seraient exportés des forêts vers les lacs sous la forme de NO_3^- . Étant donné qu'on observe présentement peu de signes de saturation en azote, le dépassement à long terme peut être considéré comme l'estimation la plus pessimiste du dépassement actuel dans les écosystèmes terrestres. Néanmoins, des pays d'Europe ont postulé que le dépassement à long terme est le plus raisonnable à utiliser dans l'évaluation de l'acidification à long terme et dans l'élaboration d'un programme de surveillance des émissions visant à les réduire (p. ex., UBA, 1996).

Les sols forestiers où il y a un dépassement des CC selon le lessivage de l'azote représentent moins de 5% de la superficie cartographiée du sud-est du Canada (tableau 8.4; figure 8.6a). Les valeurs correspondant au 95^e percentile de l'IPÉ et du NB sont inférieures ou égales à -197 éq/ha/a, ce qui signifie que la plus grande partie du territoire de ces provinces peut neutraliser l'apport d'acidité actuel (en supposant toujours qu'il n'y ait pas d'exploitation forestière ni d'incendies de forêt). Toutefois, les apports d'acidité actuels dans les écosystèmes des forêts vierges de TN, de NÉ, du QC et de l'ON sont présentement voisins des limites du pouvoir tampon dans près de 5% de leur territoire. Si des apports acidifiants additionnels, comme la nitrification des dépôts d'ammoniac actuels et l'exploitation forestière, étaient tenus en considération, les dépassements actuels seraient beaucoup plus élevés et plus étendus, ce qui les ferait probablement passer à la classe de dépassement supérieure, voisine sur la figure 8.4. L'apport acidifiant venu de ces deux phénomènes doit être quantifié de façon précise pour que l'on puisse évaluer plus adéquatement la situation actuelle dans les forêts en ce qui concerne le dépassement de leur CC.

Dans les provinces de l'est du Canada, la médiane et les dépassements à long terme correspondant au 95^e percentile des CC des sols forestiers et le pourcentage de la superficie cartographiée où il y a des dépassements à long terme augmentent d'est en ouest, le dépassement moyen le plus élevé étant observé au QC (tableau 8.4). En moyenne, les régions où il y a un dépassement à long terme couvrent 52,1% de la superficie cartographiée du sud-est du Canada. Les

Tableau 8.4. Charges critiques des sols forestiers par province dans l'est du Canada et leurs dépassements admettant les hypothèses que 1) tous les dépôts atmosphériques de soufre et d'azote deviennent acidifiants à long terme (dépassement à long terme), et que 2) tous les dépôts atmosphériques de soufre et tout le lessivage du NO_3^- deviennent acidifiants à court terme (dépassement actuel ou dépassement selon le lessivage de l'azote). Les valeurs sont données avec une pondération surfacique.

Province	Charge critique		Dépassement à long terme			Dépassement actuel (lessivage de l'azote)		
	Médiane	5 ^e percentile	Dépassement médian	Dépassement du 95 ^e percentile	Superficie cartographiée en dépassement (%)	Dépassement médian	Dépassement du 95 ^e percentile	Superficie cartographiée en dépassement (%)
TN	572	247	-134	235	35,4	-357	-15	0,4
NÉ	817	277	-135	423	39,9	-479	54	8,8
IPÉ	2063	715	-1486	-126	3,5	-1772	-417	1,2
NB	1169	559	-455	175	14,6	-795	-197	1,7
QC	519	358	-15	568	48,6	-293	-3	4,6
ON	548	388	42	695	62,3	-281	8	5,2
Total	559	358	15	678	52,1	-298	-5	4,6

¹ Flux de lessivage du NO_3^- basés sur les concentrations provinciales médianes de NO_3^- dans les lacs (voir le chapitre 6, tableau 6.2). On a supposé que la concentration médiane de NO_3^- dans les lacs du NB, de la NÉ et de l'IPÉ était la même que celle des lacs de TN.



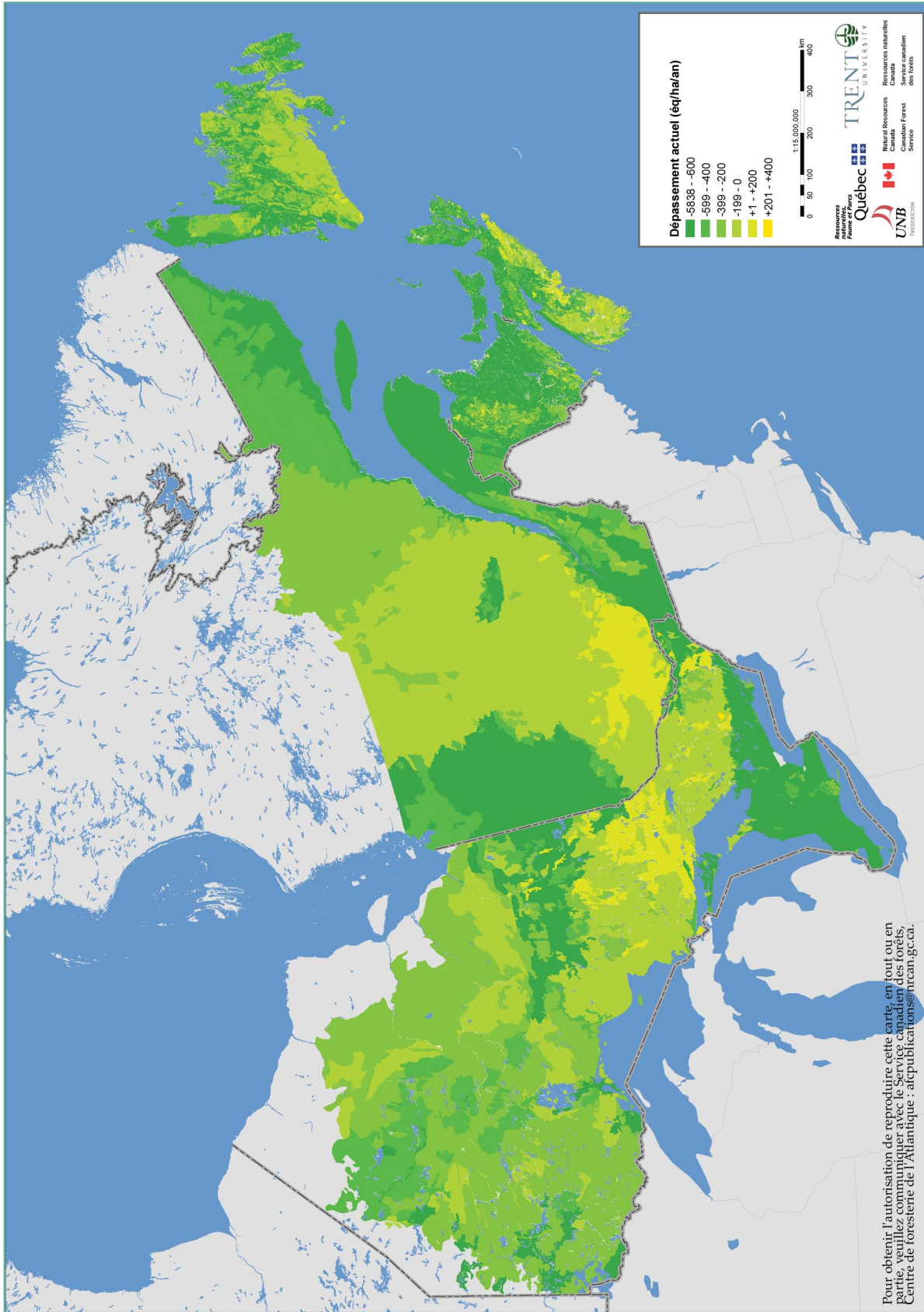


Figure 8.6a. Dépassement actuel ou selon le lessivage de l'azote d'acidité des sols forestiers du sud-est du Canada en éq/ha/a en l'absence supposée d'exploitation forestière ou d'incendies forestiers.

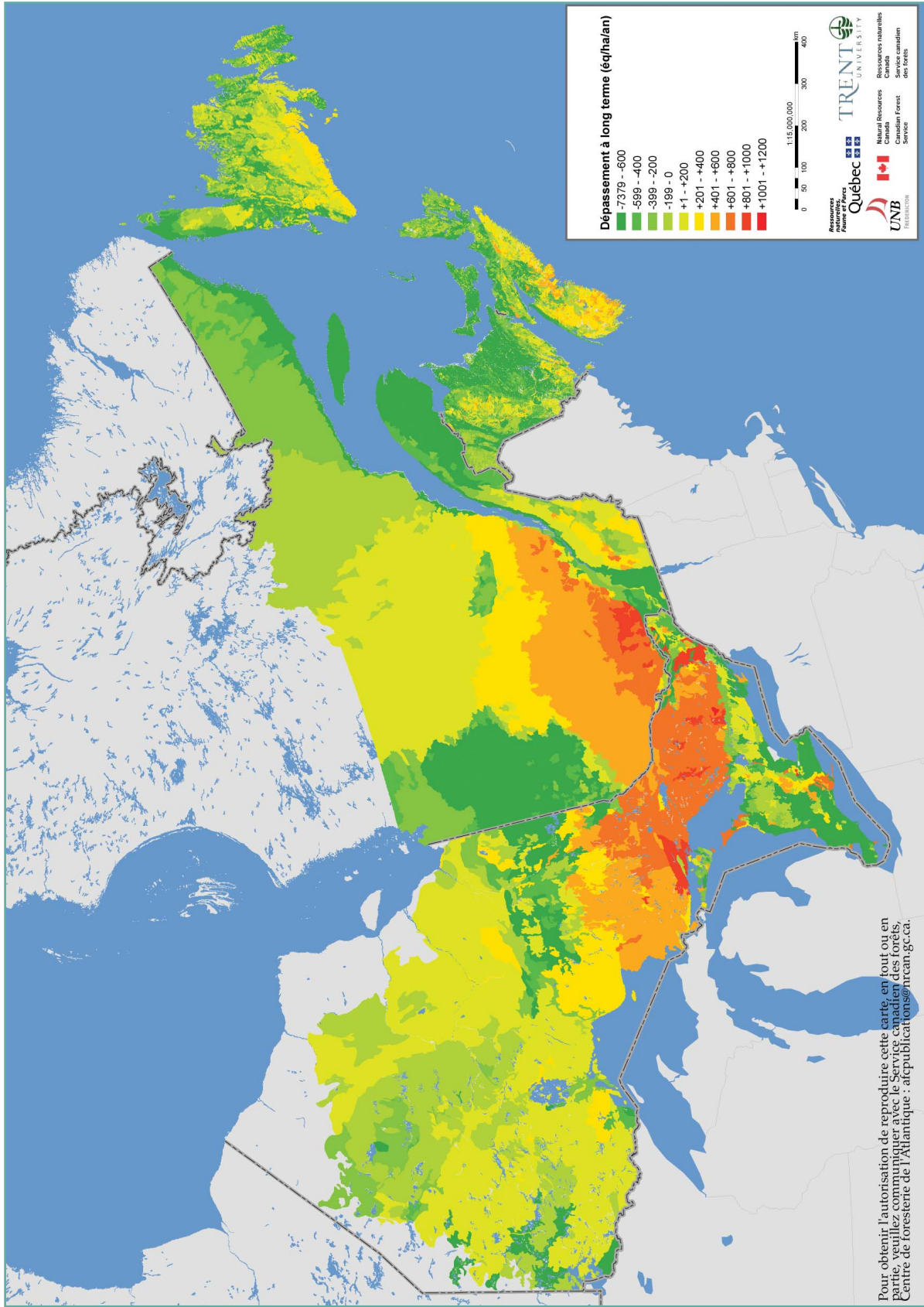


Figure 8.6b. Dépassement à long terme d'acidité des CC des sols forestiers du sud-est du Canada en eq/ha/a en l'absence supposée d'exploitation forestière ou d'incendies forestiers.

dépassements à long terme des écosystèmes forestiers cartographiés sont plus élevés là où les taux de dépôts atmosphériques acides sont élevés et les CC des sols forestiers sont basses (figure 8.6b). Environ les deux tiers de la superficie cartographiée de l'ON et la moitié de celle du QC reçoivent présentement des dépôts acides supérieurs aux CC des sols forestiers à long terme. Le pourcentage de superficie caractérisé par le plus bas dépassement se trouve à l'ÎPÉ, où seulement 3,5% de la province ont des CC en dépassement à long terme. On prévoit que les dépassements les plus élevés auront lieu dans l'est de l'ON et le sud du QC, particulièrement dans les Basses-Laurentides au nord du Saint-Laurent.

Les endroits où les dépassements à long terme sont élevés se trouvent probablement dans des régions où les forêts sont perturbées à cause de pertes passées d'acides et de cations basiques par les sols, et où l'eau qui y percole peut avoir un faible rapport bicarbonate: SO_4^{2-} . Ils peuvent également avoir une forte teneur en aluminium et une faible teneur en Ca^{2+} . La possibilité que les dépassements à long terme élevés dégradent directement ou indirectement la santé des forêts semble grande parce que les dépassements à long terme

calculés ont généralement une corrélation significative avec la transparence du couvert forestier, la mortalité et la productivité forestière (voir chapitre 5).

8.4.5 Cartes combinées des charges critiques et des dépassements

On a combiné les cartes de CC des milieux aquatiques et des sols forestiers sur la figure 8.7 en utilisant le format de maillage décrit à la section 8.3.3. Cette carte est la première de ce type jamais produite en Amérique du Nord. Elle couvre davantage de superficie que les cartes produites dans les évaluations passées et est en plus davantage détaillée. On remarquera la carte-index (coin inférieur gauche de la figure 8.7) sur laquelle est indiquée de quelles analyses de CC provient la valeur d'une maille donnée. Seules les CC d'écosystèmes aquatiques ont été calculées dans les provinces de l'Ouest, et seules les CC de sols forestiers étaient disponibles dans de nombreuses mailles de l'est du Canada. Les mailles contenant les CC les plus basses (rouges) se trouvent surtout au Canada atlantique, bien qu'il y ait également deux mailles rouges en ON et une en Saskatchewan; les valeurs y ont toutes été obtenues au moyen de l'analyse des milieux aquatiques. Les analyses des milieux

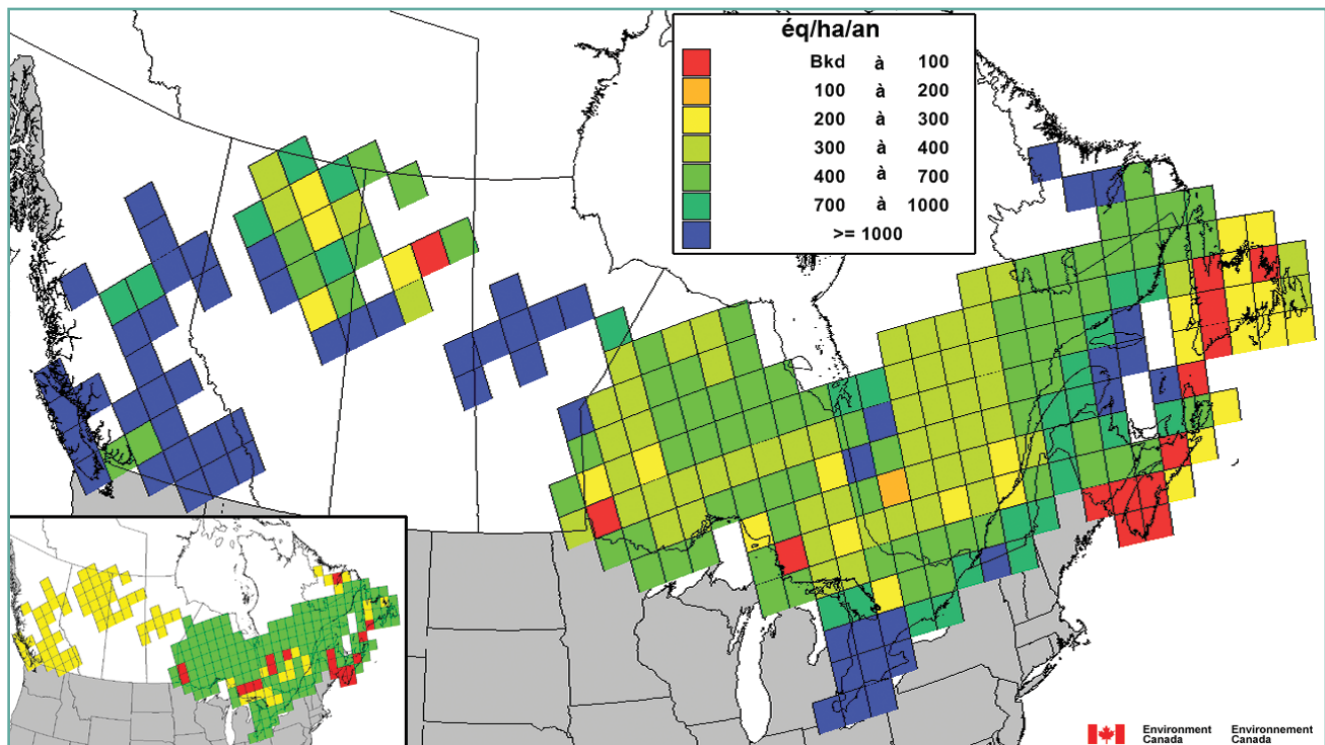


Figure 8.7. CC d'acidité (S + N) du milieu aquatique ou des sols forestiers (dépôts humides + secs en éq/ha/a) calculée par le modèle expert, du modèle SSWC ou du modèle SMB selon le protocole de sélection décrit à la section 8.2.3.3. La carte-index (coin inférieur gauche) indique le modèle choisi pour chaque maille de la grille: rouge = expert, jaune = SSWC, vert = SMB. La CC inscrite dans une maille donnée correspond soit au 5^e percentile de la CC d'un lac soit au 5^e percentile de la CC d'un polygone de sol forestier. La grille de la composante des CC des sols forestiers a été créée à partir de la carte des CC de polygones de sol forestier de la figure 8.4.

aquatiques et celles des sols forestiers ont produit des mailles pour toutes les autres classes de CC sur la figure 8.7. Dans certaines mailles de la figure, les CC des sols forestiers ont été choisies parce qu'elles étaient inférieures aux CC des milieux aquatiques correspondantes. Dans ces mailles, le terrain est probablement caractérisé par des sols moins profonds.

Les quatre classes inférieures de la figure 8.7 (mailles rouges, orange, jaunes et jaune-vert) couvrent approximativement la charge cible de 1983 qui avait été fixée à 20 kg/ha/a de SO_4^{2-} humide (400 éq/ha/a = 19,2 kg/ha/a de SO_4^{2-}), mais on ne doit pas oublier que les CC de cette figure ont été déterminées selon le dépôt total (humide + sec). On trouve des mailles appartenant à ces classes dans toutes les provinces de l'Est ainsi que dans le nord de la Saskatchewan et de l'Alberta. On pourrait améliorer la carte en déterminant les CC des sols forestiers dans l'Ouest canadien et en effectuant de nouveaux relevés de lacs dans l'est et dans l'ouest en vue d'améliorer la couverture spatiale et la représentativité des données sur la chimie des lacs.

La carte combinée des dépassements actuels ou selon le lessivage de l'azote est présentée à la figure 8.8a, et le pourcentage de la superficie cartographiée dans chaque province par classe de dépassement est indiqué au tableau 8.5. À l'heure actuelle, environ 0,5 million de km² (dont une partie se trouve dans chaque province de l'Est) reçoit des dépôts acidifiants qui dépassent les CC des sols forestiers ou des lacs. Cela correspond à 21% de la superficie cartographiée dans l'est du Canada (~ 2,4 millions de km²) ou à 15% de la

superficie cartographiée à l'échelle nationale (3,3 millions de km²). En fait, on constate qu'il y a dépassement supérieur à 100 éq/ha/a (c.-à-d. à 4,8 kg/ha/a de SO_4^{2-}) dans 14% des mailles de l'Est. On constate du dépassement qui n'est que légèrement négatif (classe allant de -100 à 0 éq/ha/a) dans 15% de la surface cartographiée de l'Est. Par conséquent, même une faible augmentation des concentrations de NO_3^- dans les eaux de ruissellement attribuable à l'effet cumulatif des dépôts d'azote ou à l'effet une interaction de l'écosystème avec un autre facteur (p. ex., le changement climatique) pourrait faire augmenter considérablement la superficie en dépassement. Cette augmentation pourrait être empêchée par des réductions additionnelles des dépôts de soufre. Les écosystèmes aquatiques sont en cause dans les mailles où le dépassement selon le lessivage de l'azote est maximal (classe de 300 à 600 éq/ha/a de la figure 8.8a). En d'autres termes, presque tous les écosystèmes dont les CC sont *extrêmement* basses (et où les dépassements sont plus élevés par conséquent) sont des lacs plutôt que des sols forestiers. Il aurait pu en être autrement si l'exploitation forestière et les incendies forestiers avaient été considérés dans la détermination des CC des sols forestiers.

Les dépassements selon le lessivage de l'azote sont numériquement plus grands que ceux présentés dans les évaluations précédentes. Cet état de choses est dû principalement au fait qu'ici ils sont exprimés en fonction du dépôt total (humide + sec) et que la composante sèche est maintenant beaucoup plus grande qu'auparavant (voir chapitre 3). On n'a trouvé aucun dépassement selon le lessivage de l'azote dans l'Ouest canadien, mais l'information

Tableau 8.5. Pourcentage de la superficie cartographiée dans chaque province montrant les CC dépassées selon le lessivage de l'azote de la figure 8.8a. Pour les provinces de l'Est (c.-à-d. l'Ontario et les provinces plus à l'est), le second nombre est le pourcentage de la superficie cartographiée pour les dépassements à long terme de la figure 8.8b. À l'IPÉ, le dépassement selon le lessivage de l'azote chute de 100% et tombe dans la classe allant de -600 à -300 éq/ha/a, et le dépassement à l'état d'équilibre chute de 100% et tombe dans la classe allant de -300 à -100 éq/ha/a. Les mailles superposant les eaux libres (p. ex., l'océan, les Grands Lacs, etc.) ou le territoire américain ont été exclues du calcul du pourcentage, de même que les mailles qui se trouvaient à superposer les superficies des lacs des provinces de l'Ouest, qui en dépassaient les frontières.

Classe de dépassement (éq/ha/an)	CB (%)	AB (%)	SK (%)	MB (%)	ON (%)	QC (%)	NB (%)	NÉ (%)	TN (%)	Ensemble (%)	Est (%)
< -600	93	49	34	100	4 ; 1	9 ; 5	14 ; 2	0 ; 0	16 ; 16	25	8 ; 4
- de -600 à -300	4	23	34	0	9 ; 1	20 ; 9	14 ; 2	0 ; 0	34 ; 16	16	17 ; 6
-de -300 à -100	3	28	21	0	48 ; 2	39 ; 11	20 ; 12	32 ; 0	17 ; 18	32	39 ; 8
de -100 à 0	0	0	11	0	16 ; 5	13 ; 10	41 ; 12	0 ; 0	16 ; 8	11	15 ; 7
de 0 à 100	0	0	0	0	9 ; 23	10 ; 22	0 ; 0	5 ; 0	0 ; 9	6	8 ; 20
de 100 à 300	0	0	0	0	11 ; 34	10 ; 14	0 ; 61	23 ; 32	18 ; 16	8	11 ; 25
de 300 à 600	0	0	0	0	3 ; 16	0 ; 17	10 ; 0	40 ; 28	0 ; 18	2	3 ; 17
> 600	0	0	0	0	0 ; 18	0 ; 12	0 ; 10	0 ; 40	0 ; 0	0	0 ; 14

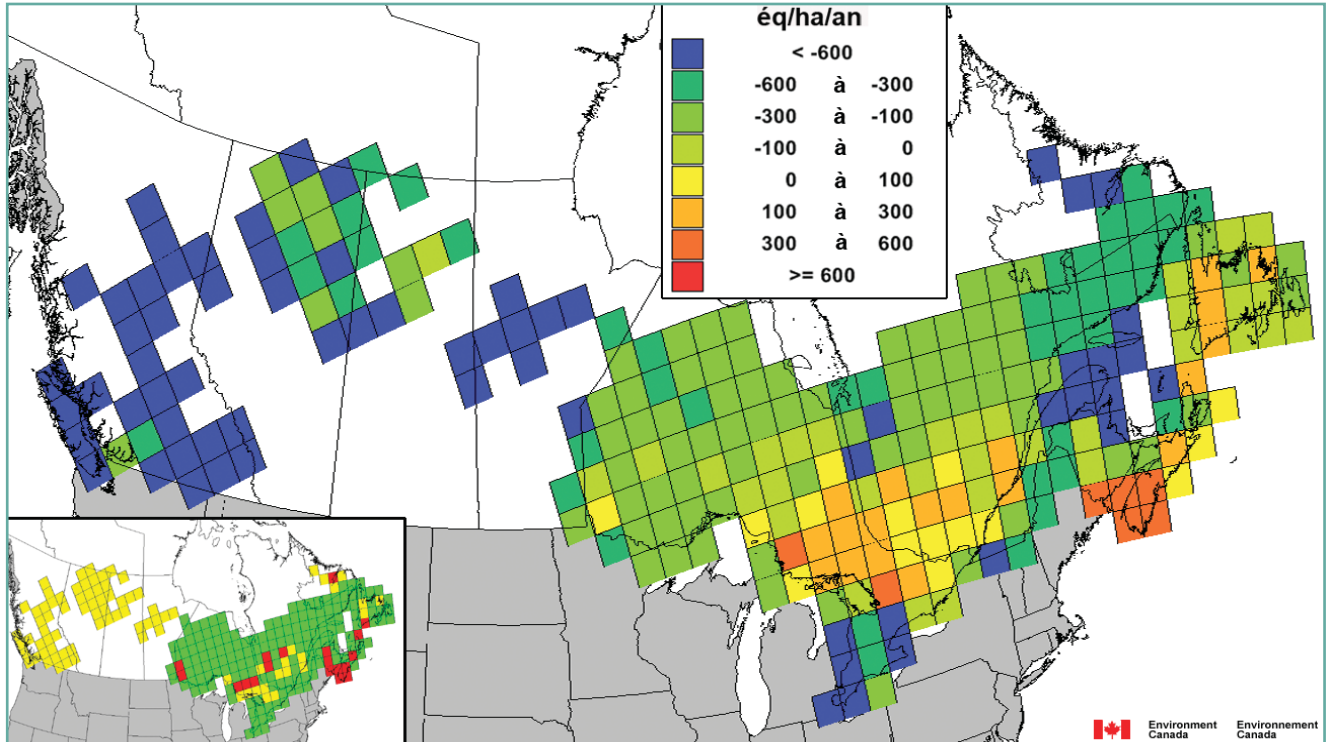


Figure 8.8a. Dépassement d'acidité (S + N) selon le lessivage de l'azote (éq/ha/a) des écosystèmes aquatiques ou forestiers calculés au moyen du modèle expert, du modèle SSWC ou du modèle SMB. La carte-index (coin inférieur gauche) indique le modèle choisi pour chaque maille: rouge = expert, jaune = SSWC, vert = SMB. La grille de la composante des dépassements des CC des sols forestiers a été créée à partir de la carte des dépassements des CC des polygones de sol forestier de la figure 8.6a.

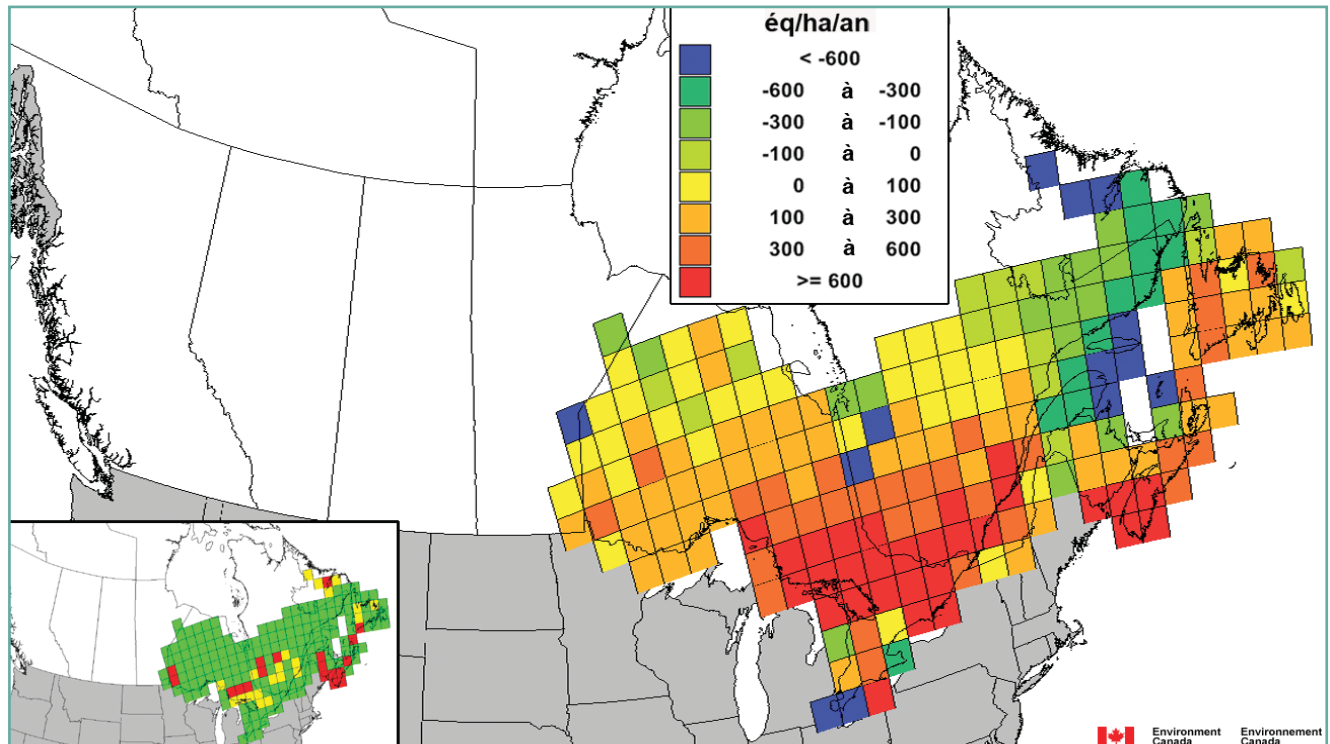


Figure 8.8b. Dépassement (S + N) à long terme (éq/ha/a) d'acidité des écosystèmes aquatiques ou forestiers calculé au moyen du modèle expert, du modèle SSWC ou du modèle SMB. La carte-index (coin inférieur gauche) indique le modèle choisi pour chaque maille: rouge = expert, jaune = SSWC, vert = SMB. La grille de la composante des dépassements des CC des sols forestiers a été créée à partir de la carte des dépassements des CC des polygones de sol forestier de la figure 8.6b.

disponible pour arriver à cette conclusion n'est pas représentative d'une grande partie des terrains sensibles connus dans l'Ouest.

Si on suppose que tous les dépôts d'azote deviendront acidifiants avec le temps (c.-à-d. l'hypothèse de l'équilibre), alors la grille des dépassements dans l'Est prendra une apparence très différente (figure 8.8b). À noter que le second chiffre des paires de nombres du tableau 8.5 se trouve être le pourcentage de la superficie cartographiée où il y a un dépassement à long terme des CC. Les dépassements positifs à long terme couvrent plus de 1,8 million de km² (75%) environ de la superficie cartographiée du sud-est du Canada. Les dépassements maximums (> 600 éq/ha/a, ce qui correspond à plus de 29 kg/ha/a de SO₄²⁻) couvrent plus de 0,33 million de km² du sud de la NÉ et du NB, du sud-ouest du QC et du centre-sud de l'ON (ce qui correspond à 14% de la superficie cartographiée). Les mailles rouges indiquant présence de dépassement à long terme maximum sont liées à des écosystèmes aquatiques et forestiers. L'augmentation de la superficie des dépassements à long terme par rapport à la superficie de dépassement actuelle ou selon le lessivage de l'azote est surtout constatée en ON, dans le sud ouest du QC et à TN (le Labrador excepté).

Que l'on examine les dépassements selon le lessivage de l'azote ou les dépassements à long terme, la réponse à la question posée dans le titre de ce chapitre est que les CC des écosystèmes aquatiques et des sols forestiers sont présentement dépassées dans tout le sud-est du Canada. Des réductions supplémentaires des dépôts seront nécessaires pour les abaisser.

8.5 RÉSUMÉ

Les points suivants résument les grandes composantes et conclusions de notre évaluation des CC des écosystèmes aquatiques et des sols forestiers et de leurs dépassements actuels:

⇒ Pendant plus de 20 ans, le Canada a utilisé les CC des écosystèmes des provinces de l'Est pour fixer des cibles de dépôt aux programmes de surveillance des émissions. Ne tenant compte à l'origine que de l'acidification des écosystèmes aquatiques par le soufre, la charge « cible » initiale de 1983 fixée à 20 kg de SO₄²⁻ humide a été réduite par les évaluations de 1990 et 1997 à mesure que nous avons acquis davantage de connaissances.

⇒ Les CC actuelles doivent tenir compte des composantes acidifiantes S et N des dépôts. Dans la présente évaluation, les CC d'acidité (S + N) des lacs et des sols forestiers ont été déterminées au moyen de modèles à l'équilibre. Étant donné que les deux polluants acidifiants sont pris en compte, les CC et leurs dépassements doivent maintenant être exprimés en éq/ha/a ou à l'aide d'une unité connexe (1 kg/ha/a de SO₄²⁻ = 20,8 éq/ha/a). Les lecteurs familiers avec les anciennes unités (kg/ha/a) doivent prendre soin de tenir compte de ce changement d'unités. De plus, dans ce chapitre, les CC sont déterminées selon le dépôt total (humide + sec), alors que, dans les évaluations précédentes, les CC des écosystèmes aquatiques étaient déterminées seulement selon le dépôt de SO₄²⁻ humide.

⇒ Il y a deux valeurs à choisir pour déterminer une CC: un seuil chimique qui définit l'apparition des dommages dans un écosystème, et le degré de protection désiré pour l'écosystème. Dans le cas des écosystèmes aquatiques, on a choisi pH = 6 ou alcalinité = 40 µeq/L comme valeur de seuil. Ce seuil n'a probablement jamais été atteint dans certains lacs (surtout au Canada atlantique). Dans l'analyse des CC présentée ici, on a attribué à ces lacs des CC correspondant aux dépôts naturels (environ 40 à 60 éq/ha/a). Dans le cas des sols forestiers, on a utilisé un taux critique de lessivage de l'alcalinité pour seuil, qui a été déterminé à partir du rapport des cations basiques à l'aluminium dans les eaux de sol. Pour les écosystèmes aquatiques et terrestres, on a utilisé un niveau de protection de 95% dans le calcul des CC.

⇒ Une base de données sur la chimie des lacs a été créée pour toutes les provinces sauf l'ÎPÉ, et on a calculé les CC en utilisant l'un des deux modèles de la chimie de l'eau ou les deux. Quand les deux modèles ont été utilisés, c'est la CC la moins élevée qui a été choisie pour représenter le lac. On a cartographié les CC en superposant la grille des dépôts du SMC et en choisissant la valeur correspondant au 5^e percentile de tous les lacs se trouvant dans une maille donnée. Le dépassement de la CC a été calculé comme étant la différence entre les dépôts acidifiants dans un lac et la CC de celui-ci. Les dépôts acidifiants ont été estimés de deux façons: 1) comme la somme des dépôts de soufre (humides + secs) et de l'acidification par l'azote estimée à partir du lessivage du NO₃; 2) comme la somme de tous les dépôts de soufre et d'azote (humides + secs). Le premier type de dépassement a été appelé dépassement « selon le lessivage de l'azote » et correspond au dépassement actuel. Le second type a été

appelé dépassement « à long terme » car il suppose l'existence potentielle d'un état d'équilibre saturé en azote dans lequel tous les dépôts d'azote sont des dépôts acidifiants.

- ⇒ Les CC des écosystèmes terrestres des provinces de l'Est ont été calculées avec le modèle du bilan massique à l'équilibre qui tient compte des processus de production et de consommation d'acide dans les sols forestiers. L'exploitation forestière et les feux de forêts n'ont pas été tenus en considération dans le calcul des CC. Ces deux facteurs réduiraient les CC; celles déterminées ici sont donc surestimées. Les bases de données sur les sols ont été utilisées comme données d'entrée pour le modèle et la CC a été déterminée pour chaque polygone de sol figurant dans les bases de données. Les deux estimations de dépassement décrites ci-dessus ont également été calculées. Cette information a été cartographiée à l'aide d'un SIG et a ensuite été répartie en mailles pour être combinée aux CC des écosystèmes aquatiques.
- ⇒ Les CC des écosystèmes aquatiques provinciaux varient des dépôts naturels à TN, en NÉ et au NB, à 1 620 éq/ha/a au Manitoba. Ces résultats sont en accord avec d'autres analyses de CC effectuées depuis l'évaluation de 1997. On trouve des charges critiques inférieures aux anciennes charges cibles dans toutes les provinces, sauf au Manitoba et en Colombie-Britannique (leurs bases de données sur la chimie des lacs ne sont pas suffisamment représentatives des terrains sensibles à l'acidité).
- ⇒ Les CC des sols forestiers des provinces de l'Est varient de 135 à 7 980 éq/ha/a. Les valeurs les plus basses se trouvent là où les sols sont peu profonds, accidentés, de felsique ou granitique, comme c'est fréquent sur le Bouclier canadien. Les sols calcaires ont des CC élevées.
- ⇒ Les dépassements actuels (selon le lessivage de l'azote) ont été déterminés pour les lacs échantillonnés. Les dépassements les plus élevés (> 300 éq/ha/a) ont été constatés dans 11% des mailles dans l'est du Canada (dans le sud de la NÉ et du NB ainsi qu'au centre et au centre-sud de l'ON). Des dépassements moyens (100 à 300 éq/ha/a) ont été constatés dans 27% des mailles; ils étaient répartis dans toutes les provinces de l'Est, sauf au NB. Des mailles à faibles dépassements (0 à 100 éq/ha/a) ont été localisées au QC et en ON, dont une dans la zone de dépôt relativement faible du nord-ouest de l'ON. Aucun dépassement de CC n'a été observé dans les lacs échantillonnés de l'Ouest canadien.
- ⇒ Le 95^e percentile des dépassements à long terme des sols forestiers des provinces de l'Est variait de - 126 éq/ha/a (ÎPÉ) à 695 éq/ha/a (ON). En moyenne, les dépassements positifs à l'état d'équilibre couvraient environ 52% de la superficie cartographiée des sols forestiers du sud-est du Canada.
- ⇒ Les dépassements des sols forestiers des provinces de l'Est actuels (selon le lessivage de l'azote) portent à croire que la situation est inquiétante à TN, en NÉ, au QC et en ON. La majorité des sols de l'ÎPÉ et du NB peuvent à court terme absorber les apports acides à court terme. Toutefois, ces dépassements n'incluent pas l'acidification associée à l'exploitation forestière et à la nitrification des dépôts d'ammoniac. Ces facteurs doivent être mieux quantifiés pour que l'on puisse évaluer avec plus d'exactitude les dépassements des sols forestiers actuels.
- ⇒ Des cartes combinées de CC et de dépassements des écosystèmes aquatiques et terrestres ont été produites pour la première fois en Amérique du Nord. Des dépassements positifs selon le lessivage de l'azote sont constatés dans 21% de la superficie cartographiée de l'Est du Canada, correspondant à environ 0,5 million de km², ce qui est la meilleure estimation de la situation actuelle. Des dépassements positifs à long terme sont observés dans 75% de la superficie cartographiée de l'Est du Canada, ce qui correspond à environ 1,8 millions de km². Aux taux actuels de dépôts acides, cette estimation représente une situation où les écosystèmes seront éventuellement saturés en azote. Dans un cas comme dans l'autre, des réductions supplémentaires des dépôts acides sont nécessaires pour abaisser ces dépassements.
- ⇒ On gagnerait dans les prochaines évaluations des CC et des dépassements à utiliser dans les modèles d'écosystèmes aquatiques des estimations de l'altération des cations basiques au lieu du facteur F. Cela rendrait les ensembles de données de la chimie des lacs plus représentatifs des réalités de l'ouest et du nord du Canada en particulier. En ce qui concerne les forêts, les effets des feux de forêts et de l'exploitation forestière devraient être tenus en considération dans les modèles de sols. Il faudrait également déterminer les CC des sols forestiers des provinces de l'Ouest canadien.

8.6 REMERCIEMENTS

D. Harvey, A. Murray, C. Gosson et R. Rossignol ont fourni les fichiers de forme SIG de la carte nationale des eaux de ruissellement. Les données sur les dépôts humides et secs utilisées dans ce rapport, qui ont été fournis par R. Vet, C.-U.

Ro et M. Shaw du Service météorologique d'Environnement Canada, proviennent des données sur les précipitations de la Base de données nationales sur la chimie atmosphérique (NAtChem), et les données sur les dépôts humides ont été fournies par ses organismes fournisseurs de données, soit Environnement Canada et les provinces de l'Ontario, du Québec, du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse, de l'Île-du-Prince-Édouard et de Terre-Neuve-et-Labrador. Nous tenons à remercier pour leur contribution le Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada, le ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec, et le ministre des Ressources naturelles de l'Ontario. C. McCrimmon, P. Fong, A. Story et O. Resler ont participé aux passes des modèles d'écosystèmes aquatiques et à la production des grilles. Ce chapitre a considérablement été amélioré par trois révisions très constructives.

8.7 BIBLIOGRAPHIE

- Aherne, J., Posch, M., Dillon, P.J., Henriksen, A. 2004. Critical loads of acidity for surface waters in south-central Ontario, Canada: Regional application of the First-order Acidity Balance (FAB) Model. *Water Air Soil Pollut.: Focus* 4, 25-36.
- Arp, P.A., Oja, T., Marsh, M. 1996. Calculating critical S and N loads and current exceedances for upland forests in southern Ontario, Canada. *Revue canadienne de la recherche forestière*, 26, 696-709.
- Arp, P.A., Leger, W., Moayeri, M.H., Hurley, J.E. 2001. Methods for mapping forest sensitivity to acid deposition for northeastern North America. *Ecosystem Health* 7, 35-47.
- Atlas national du Canada, 5^e édition. 1995. Carte: La capacité des sols et de la roche en place de réduire les précipitations acides, Ressources naturelles Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à <http://atlas.gc.ca/site/francais/maps/archives/5thedition/environnement/ecology/mcr4157>.
- Baker, J.P., Bernard, D.P., Christensen, S.W., Sale, M.J., Freda, J., Heltcher, K., Marmorek, D., Rowe, L., Scanlon, P., Suter, G., Warren-Hicks, W., Welbourn, P. 1990. Biological effects of changes in surface water acid-base chemistry. NAPAP Report 13. In: P.M. Irving (Ed.), National Acid Precipitation Assessment Program, Acidic Deposition: State of Science and Technology. Volume II. Aquatic processes and effects. Washington, DC. 381 p.
- Canada-États-Unis. 1983. Mémoire déclaratif d'intention concernant la pollution atmosphérique transfrontière. Groupe de travail I: évaluation des répercussions: rapport final, chapitre 3 – Effets aquatiques, 259 p.
- CCRS. 1986. Évaluation des connaissances sur le transport à distance des polluants atmosphériques et sur les dépôts acides. Partie 3. Effets sur les milieux aquatiques. Comité fédéral-provincial de coordination de la recherche et de la surveillance, Ottawa (Ontario), 57 p.
- CCRS. 1990a. Rapport de 1990 sur le transport à distance des polluants atmosphériques et sur les dépôts acides. Partie 4. Effets sur les milieux aquatiques. Comité fédéral-provincial de coordination de la recherche et de la surveillance, Ottawa (Ontario), 151 p.
- CCRS. 1990b. Rapport de 1990 sur le transport à distance des polluants atmosphériques et sur les dépôts acides. Partie I. Résumé. Comité fédéral-provincial de coordination de la recherche et de la surveillance, Ottawa (Ontario), 39 p.
- DeMerchant, I., Hurley, J.E., Ouimet, R., Watmough, S., Aherne, J., Arp, P.A. 2004. Critical soil acidification loads and exceedances for Eastern Canada. Atelier tenu les 24 et 25 février 2004, Fredericton (N.-B.). Rapport sur l'atelier remis à Environnement Canada. 9 p.
- Doka, S.E., McNicol, D.K., Mallory, M.L., Wong, I., Minns, C.K., Yan, N.D. 2003. Assessing potential for recovery of biotic richness and indicator species due to changes in acidic deposition and lake pH in five areas of southeastern Canada. *Environ. Monit. Assess.* 88, 53-101.
- Dupont, J. 1992a. Québec Lake Survey: 1. Statistical assessment of surface water quality. *Water Air Soil Pollut.* 61, 107-124.
- Dupont, J. 1992b. Québec Lake Survey: 2. Origin and extent of acidification. *Water Air Soil Pollut.* 61, 125-137.
- Dupont, J., Clair, T.A., Gagnon, C., Jeffries, D.S., Kahl, J.S., Nelson, S.J., Peckenham, J.S. 2005. Estimation of critical loads of acidity for lakes in northeastern United States and Eastern Canada. *Environ. Monit. Assess.* (sous presse).
- Environment Canada. 1997. 1997 Canadian Acid Rain Assessment, Volume 2: Atmospheric Science Assessment Report. Department of Environment, Ottawa, Ontario, Canada.
- Foster, K.R., McDonald, K., Eastlick, K. 2001. Development and application of critical, target and monitoring loads for the management of acid deposition in Alberta, Canada. *Water, Air, and Soil Pollut.: Focus* 1, 135-151.
- Grennfelt, P., Thörmelöf, E. (dir. de publ.). 1992. Critical Loads for Nitrogen — A Workshop Report. Proc. Workshop on Critical Loads for Nitrogen, Lökeberg, Sweden, 428 p.
- Hall, P., Bowers, W., Hirvonen, H., Hogan, G., Forster, N., Morrison, I., Percy, K., Cox, R., Arp, P. 1997. 1997 Canadian Acid Rain Assessment Vol. 4 – The Effects on Canada's Forests. Department of Environment, Ottawa, Canada. 46p.
- Henriksen, A. 1984. Changes in base cation concentrations due to freshwater acidification. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22, 692-698.
- Henriksen, A., Posch, M. 2001. Steady-state models for calculating critical loads of acidity for surface waters. *Water Air Soil Pollut.: Focus* 1, 375-398.

- Henriksen, A., Kamari, J., Posch, M., Wilander, A. 1992. Critical loads of acidity: Nordic surface waters. *Ambio* 21, 356-363.
- Henriksen, A., Skjelkvåle, B.L., Mannio, J., Wilander, A., Harriman, R., Curtis, C., Jensen, J.P., Fjeld, E., Moiseenko, T. 1998. Northern European Lake Survey — 1995. Finlande, Norvège, Suède, Danemark, partie russe de la presqu'île de Kola, Carélie russe, Écosse et pays de Galles. *Ambio* 27, 80-91.
- Henriksen, A., Dillon, P.J., Aherne, J. 2001. Critical loads of acidity for surface waters in south-central Ontario, Canada 1. Application of the Steady-State Water Chemistry (SSWC) Model (deuxième édition). Norwegian Institute for Water Research Report SNO 4427-2001, 29 p.
- Henriksen, A., Dillon, P.J., Aherne, J. 2002. Critical loads of acidity for surface waters in south-central Ontario, Canada: regional application of the Steady-State Water Chemistry (SSWC) model. *J. can. sci. halieut. aquat.* 59, 1287-1295.
- Hindar, A., Henriksen, A., Sandoy, S., Romundstad, A.J. 1998. Critical load concept to set restoration goals for liming acidified Norwegian waters, *Restoration Ecology* 6, 353-363.
- Hindar, A., Posch, M., Henriksen, A., Gunn, J., Snucins, E. 2000. Development and Application of the FAB Model to Calculate Critical Loads of S and N for Lakes in the Killarney Provincial Park (Ontario, Canada). Norwegian Institute for water Research, Report SNO 4202-2000, 40 p.
- Hindar, A., Posch, M., Henriksen, A. 2001. Effects of in-lake retention of nitrogen on critical load calculations. *Water Air Soil Pollut.* 130, 1403-1408.
- Holt, C.A., Yan, N.D., Somers, K.M. 2003 pH 6 as the threshold to use in critical load modeling for zooplankton community change with acidification in lakes of south-central Ontario: accounting for morphometry and geography. *J. can. sci. halieut. aquat.* 60, 151-158.
- Irving, P.M. (dir. de publ.). 1991. NAPAP — Acidic Deposition: State of Science and Technology. Vol. II. Aquatic Processes and Effects, U.S. National Acid Precipitation Assessment Program, Washington, D.C.
- Jeffries, D.S. 1997. 1997 Canadian Acid Rain Assessment, Volume 3: The Effects on Canada's Lakes, Rivers and Wetlands. Environment Canada, Ottawa, Ontario, 214p.
- Jeffries, D.S., Lam, D.C.L. 1993. Assessment of the effect of acidic deposition on Canadian lakes: determination of critical loads for sulphate deposition. *Wat. Sci. Technol.* 28, 183-187.
- Jeffries, D.S., Lam, D.C.L., Moran, M.D., Wong, I. 1999. The effect of SO₂ emission controls on critical load exceedances for lakes in southeastern Canada. *Wat. Sci. Technol.* 39, 165-171.
- Jeffries, D.S., Brydges, T.G., Dillon, P.J., Keller, W. 2003. Monitoring the results of Canada/U.S.A. acid rain control programs: some lake responses. *Environ. Monit. Assess.* 88, 3-19.
- Lam, D.C.L., Swayne, D.A., Storey, J., Fraser, A.S. 1989. Watershed acidification models using the knowledge-based systems approach. *Ecol. Modelling* 47, 131-152.
- Lam, D.C.L., Swayne, D.A., Wong, I., Storey, J. 1992. A knowledge-based approach to regional acidification modelling. *Environ. Monit. Assess.* 23, 83-98.
- Lam, D.C.L., Mayfield, C.I., Swayne, D.A., Hopkins, K. 1994. A prototype information system for watershed management and planning. *J. Biol. Sys.* 2, 499-517.
- Lam, D.C.L., Puckett, K.J., Wong, I., Moran, M.D., Fenech, G., Jeffries, D.S., Olson, M.P., Whelpdale, D.M., McNicol, D.K., Mariam, Y.K.G., Minns, C.K. 1998. An integrated acid rain assessment model for Canada: From source emission to ecological impact. *Wat. Qual. Res. J. Can.* 33, 1-17.
- Lien, L., Raddum, G.G., Fjellheim, A. 1992. Critical Loads for Surface Waters: Invertebrates and Fish. Norwegian Institute for Water Research, Oslo, Norway, Frarapport Nr. 23, 36p.
- Marmorek, D.R., Jones, M.L., Minns, C.K., Elder, F.C. 1990. Assessing the potential extent of damage to inland lakes in Eastern Canada due to acidic deposition. I. Development and evaluation of a simple "site" model, *J. can. sci. halieut. aquat.* 47, 55-66.
- Moayeri, M.H. 2001. Mass balance related to sustainability of forest biomass production: concepts and applications. Thèse de doctorat, Université du Nouveau Brunswick, Fredericton (N.-B.), Canada.
- NEG/ECP. 2001. Critical load of sulphur and nitrogen assessment and mapping protocol for upland forests. New England Governors and Eastern Canadian Premiers, Acid Rain Action Plan, Halifax, Canada. 79 p.
- NEG/ECP. 2003. Assessment of forest sensitivity to nitrogen and sulphur deposition in New England and Eastern Canada. New England Governors and Eastern Canadian Premiers, Forest Mapping Group Pilot Phase Report. 16 p.
- Nilsson, J., Grennfelt, P. 1988. Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden. Miljørapport 1988:15, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark. 31 p.
- Oja, T., Arp, P.A. 1998. Critical loads of S and N. In: D.G. Maynard (dir. de publ.), *Sulfur in the Environment*, pp. 337-364. Marcel Dekker, Inc., New York, N.Y.
- Ouimet, R. 2004. Cartographie des secteurs forestiers du Québec vulnérables aux précipitations acides: première approximation. Rapport interne n° 482. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Québec. 40 p.
- Ouimet, R., Duchesne, L., Houle, D., Arp, P.A. 2001. Critical loads of atmospheric S and N deposition and current exceedances

- for northern temperate and boreal forests in Quebec. *Water Air Soil Pollut.: Focus* (1/2), 119-134.
- Posch, M., de Smet, P.A.M., Hettelingh, J.-P., Downing, R.J. 1995. Calculation and mapping of critical thresholds in Europe. Status Report 1995, Coordination Center for Effects, Bilthoven, Pays-Bas, 192 p. (+4 appendices).
- Posch, M., Kamari, J., Forsius, M., Henriksen, A., Wilander, A. 1997. Exceedance of critical loads for lakes in Finland, Norway and Sweden: reduction requirements for acidifying nitrogen and sulfur deposition, *Environ. Manage.* 21, 291-304.
- Posch, M., Hettelingh, J.-P., Slootweg, J., Downing, R.J. (dir. de publ.). 2003. Modelling and Mapping of Critical Thresholds in Europe. Status Report 2003, Coordination Center for Effects, Bilthoven, The Netherlands. 132 p.
- Ro, C. U., Vet, R.J. 2002. Champs analysés de données de la base de données nationales sur la chimie atmosphérique (NAtChem) et le système d'analyse. Direction de la recherche sur la qualité de l'air, Service météorologique du Canada, Environnement Canada, 4905 rue Dufferin, Toronto (Ontario), Canada M3H 5T4.
- Semkin, R.G., Jeffries, D.S., Neureuther, R., Lahaie, G., Norouzian, F., Franklyn, J. 2001. Summary of Hydrological and Meteorological Measurements in the Turkey Lakes Watershed, Algoma, Ontario, 1980-1999. National Water Research Institute Contribution No. 01-192, 42 p.
- Small, M.J., Sutton, M.C. 1986. A regional pH-alkalinity relationship. *Wat. Res.* 20, 335-343.
- Sverdrup, H., de Vries, W., Henriksen, A. 1990. Mapping critical loads: A guide to the criteria, calculations, data collection and mapping of critical loads. Miljørapport (Environmental Report) 1990:14, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.
- Sverdrup, H., de Vries, W. 1994. Calculating critical loads for acidity with the simple mass balance method. *Wat. Air Soil Pollut.* 72, 143-162.
- Thompson, M.E. 1982. The cation denudation rate as a quantitative index of sensitivity of eastern Canadian rivers to atmospheric precipitation. *Water Air Soil Pollut.* 18, 215-226.
- UBA. 1996. Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded. UN ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Berlin, Germany. Federal Environment Agency (UnweltBundesamt), 142 p (+4 appendices).
- Vet, R. J., Shaw, M. 2004. 1994 -1998 average dry deposition velocities calculated using the MSC Air Quality Research Branch dry deposition model (RDM). Service météorologique du Canada, Toronto, ON.
- Watmough, S.A., Dillon, P.J. 2002. The impact of acid deposition and forest harvesting on lakes and their forested catchments in south central Ontario: a critical loads approach. *Hydrology and Earth System Sciences* 6, 833-848.
- Watmough, S.A., Dillon, P.J. 2003. Do critical load models adequately protect forests? A case study in south-central Ontario. *Revue canadienne de recherche forestière* 33, 1544-1556.
- Watmough, S.A., Aherne, J., Dillon, P.J. 2004. Critical Loads Ontario. Relating exceedance of the critical loads with biological effects at Ontario forests. Report 2, Environmental and Resource Studies, Trent University, Peterborough, Ontario, 22 p.
- Wigington, Jr., P.J., Baker, J.P., DeWalle, D.R., Kretser, W.A., Murdoch, P.S., Simonin, H.A., Van Sickle, J., McDowell, M.K., Peck, D.V., Barchet, W.R. 1996a. Episodic acidification of small streams in the Northeastern United States: episodic response project. *Ecol. Applic.* 6, 374-388.
- Wigington, Jr., P.J., DeWalle, D.R., Murdoch, P.S., Kretser, W.A., Simonin, H.A., Van Sickle, J., Baker, J.P. 1996b. Episodic acidification of small streams in the Northeastern United States: ionic controls of episodes. *Ecol. Applic.* 6, 389-407.
- WRS. 2004. Calculation of Critical Loads of Acidity to Lakes in the Athabasca Oil Sands Region. Report to the $\text{NO}_x\text{-SO}_x$ Committee, Western Resource Solutions, Calgary (Alberta), 60 p. (plus 9 appendices).

Les effets des dépôts acides sur la santé humaine

M.-E. Héroux et B. Jessiman

9.1 MESSAGES CLÉS

- ➡ Les études épidémiologiques récentes ont montré qu'il existait des relations faibles mais significatives entre l'acidité des aérosols ambiants et les observations suivantes: symptômes respiratoires, fonctions respiratoires réduites, admissions dans les hôpitaux et visites aux salles d'urgence, de même que mortalité prématurée. Des groupes vulnérables ont été associés à différents problèmes de santé. Il est possible qu'une partie de la toxicité des matières particulaires (MP) soit attribuable à l'acidité des aérosols; cependant, une forte collinéarité a été généralement observée entre les composants des MP mesurés. À cause de cette collinéarité, il devient difficile de déterminer laquelle (ou lesquelles) des différentes composantes des MP est (sont) la (les) cause(s) des effets observés.
- ➡ Les nouvelles études cliniques ont indiqué que, par rapport aux sujets normaux, les sujets asthmatiques ou allergiques pouvaient être particulièrement sensibles à une exposition à court terme aux aérosols acides seuls ou à une exposition séquentielle à l'acide sulfurique et à l'ozone. Cependant, les degrés d'exposition utilisés dans ces études ont été généralement plus élevés que ceux mesurés dans les villes canadiennes.
- ➡ Les résultats des récentes études toxicologiques donnent à penser que l'exposition aux aérosols acides a produit des effets sur les paramètres reliés aux mécanismes physiologiques de défense de l'hôte à des concentrations près de celles observées dans l'est du Canada. Les effets des mélanges de polluants atmosphériques sur les paramètres de la santé ont semblé être plus ou moins importants que les effets produits par chacun d'eux, compte tenu du polluant étudié, de la concentration relative des polluants qui composent le mélange et du paramètre de santé mesuré.

9.2 INTRODUCTION

Ce chapitre fait suite au Rapport d'évaluation de 1997 sur les pluies acides au Canada (Volume 5: L'effet sur la santé humaine; Environnement Canada, 1997). On y rapportait les résultats d'études, pouvant remonter jusqu'à 1995, concernant les effets

directs et indirects sur la santé humaine du dioxyde de soufre (SO_2) et de ses dérivés: le sulfate (SO_4^{2-}), les matières particulaires (MP) et les aérosols acides (H^+). On y suggérait aussi des axes de recherches futures. Le présent chapitre livre les connaissances acquises depuis 1995 jusqu'à juin 2003 sur les effets des pluies acides sur la santé humaine; celles-ci ont été tirées de publications pertinentes révisées par des pairs. Les tableaux récapitulant l'endroit, le calendrier, les variables, la conception, les résultats et les commentaires des études référencées dans le chapitre actuel sont disponibles sur demande à Environnement Canada (downsview.library@ec.gc.ca).

9.3 CONCLUSIONS DE L'ÉVALUATION DE 1997

Les auteurs du volume portant sur les effets des pluies acides sur la santé humaine (Volume 5 du Rapport d'évaluation de 1997 sur les pluies acides au Canada) avaient tiré les conclusions suivantes:

1. Les études épidémiologiques ont fourni des preuves solides de l'existence d'une association entre la pollution ambiante venant des particules et la mortalité humaine accrue (découlant de problèmes respiratoires et cardiovasculaires). L'acidité des aérosols était peut-être en cause dans l'association entre les MP et la mortalité humaine; cependant, les composants réactifs clés des MP responsables de l'augmentation de la mortalité induite par les particules sont demeurés indéterminés.
2. Les résultats des études épidémiologiques laissent supposer que la pollution par les MP avait des effets sur les admissions dans les hôpitaux pour des problèmes respiratoires et cardiaques chroniques et aigus, les symptômes de ces problèmes apparaissant plus marqués chez les enfants, les personnes âgées et les groupes de personnes symptomatiques tels les asthmatiques. D'après certaines études, la forte acidité des aérosols semblait contribuer pour beaucoup aux effets observés, alors que selon d'autres études, la quantité d'ions H^+ devait atteindre un seuil critique avant qu'elle n'induisse des problèmes respiratoires. On y mentionnait qu'il était difficile de séparer l'effet des MP et de l'acidité des

aérosols à cause de la présence de la forte collinéarité entre les polluants mesurés.

3. Le seul effet observé dans les études cliniques portant sur l'exposition de sujets à des aérosols acides a été une réduction légère des fonctions respiratoires chez les asthmatiques, un sous-groupe sensible. Les sujets âgés et ceux atteints de la maladie pulmonaire obstructive chronique (MPOC) n'ont pas semblé plus à risque que les sujets jeunes, même lors d'exercices légers.
4. Des études toxicologiques ont montré qu'il fallait des concentrations élevées en aérosols acides (de l'ordre de mg/m^3) pour induire de la mortalité et des altérations morphologiques graves chez les animaux. L'immunosuppression, l'hyperréactivité bronchiale et les changements du mouvement mucociliaire ont été les mécanismes biologiques affectés par l'acide sulfurique (H_2SO_4). Une exposition à court terme de $75 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{H}_2\text{SO}_4$ a atténué la libération de médiateurs réactifs impliqués dans le maintien de la réactivité des macrophages alvéolaires pulmonaires.
5. Les études toxicologiques ont indiqué que le type d'interaction entre les espèces moléculaires acides et d'autres polluants atmosphériques dépendait du paramètre mesuré et de la durée de l'exposition.

9.4 ÉTUDES ÉPIDÉMIOLOGIQUES

Les études épidémiologiques récentes portant sur l'association entre l'acidité des aérosols et la santé humaine ont le plus souvent traité des effets du SO_4^{2-} ou du H^+ dans le cadre d'analyses de plus grande envergure impliquant les nombreux composants des MP. Ce ne sont donc pas dans toutes les études que le SO_4^{2-} et le H^+ ont tous deux été mesurés. La majorité des études se sont déroulées dans l'est de l'Amérique du Nord, et les concentrations de polluants mesurées étaient semblables ou correspondantes à celles trouvées au Canada. Les données de plusieurs études de séries chronologiques incluses dans ce document ont été réanalysées. Des problèmes sont survenus lors des analyses initiales avec l'utilisation des modèles additifs généralisés (MAG) dotés de fonctions de lissage non paramétriques qui ont permis de considérer les variables confondantes « temps » et « facteurs météorologiques ». L'utilisation des MAG peut entraîner des biais dans l'estimation des coefficients de régression et des erreurs types, ainsi que des surévaluations considérables de l'estimation du risque. À quelques exceptions près, les conclusions tirées de ces études demeurent les mêmes que dans les études précédentes, en dépit des réanalyses effectuées; les exceptions seront mentionnées dans le présent chapitre.

9.4.1 Association avec la mortalité

Dans l'ensemble, les nouvelles publications rapportent l'existence de faibles relations – mais significatives du point de vue statistique – entre le SO_4^{2-} dans l'air ambiant et la mortalité pour toutes causes (incluant cardiorespiratoires), sans seuil critique apparent. Ces résultats s'accordent avec les conclusions de l'évaluation précédente. Peu d'études ont porté sur les effets du H^+ sur la mortalité; aucun seuil critique évident n'a été observé. Cependant, il est difficile de déterminer de quels composants – parmi les multiples composants des MP – proviennent les effets causés, étant donné la forte collinéarité entre eux. (Gauderman et al., 2002; Anderson et al., 2001; Goldberg et al., 2001,2000; Gwynn et Thurston, 2001; Gauderman et al., 2000; Gwynn et al., 2000; Hoek et al., 2000; Lipfert et al., 2000; Lippmann et al., 2000; Schwartz et Neas, 2000; Stieb et al., 2000; Honma et al., 2000; van der Zee et al., 2000, 1999; Fairley, 1999; McConnell et al., 1999; Naeher et al., 1999; Neas et al., 1999, 1996, 1995; Peters et al., 1999a, 1999b, 1996; Burnett et al., 1988, 1997, 1995; Korrick et al., 1998; Tanaka et al., 1998, 1996; Delfino et al., 1997; Peters et al., 1997a, 1997b; Thurston et al., 1997; Dockery et al., 1996; Raizenne et al., 1996; Schwartz et al., 1996; Stieb et al., 1996; Hoek et Brunekreef, 1995; Studnicka et al., 1995).

L'association soupçonnée entre la mortalité et les particules fines a été étudiée dans six villes de l'est des États-Unis entre 1979 et 1987. Des modèles n'incluant qu'un seul polluant ont démontré qu'un accroissement de l'ordre de $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{SO}_4^{2-} = 0,0961 \text{ nmol}/\text{m}^3 \text{SO}_4^{2-}$) du 5^e au 95^e percentile de la concentration de SO_4^{2-} avait été associé à une augmentation de 3,8% (IC 95% = 2,2-5,5) du taux quotidien de mortalité, alors qu'un accroissement de l'ordre de $57,3 \text{ nmol}/\text{m}^3$ du 5^e au 95^e percentile de la concentration de H^+ n'était pas associé de façon statistiquement significative avec l'accroissement de la mortalité (1,2%, IC 95% = -2,0-4,3). Les concentrations de SO_4^{2-} n'ont cependant pas été mesurées directement, mais plutôt estimées à partir des concentrations de SO_2 . La mortalité stratifiée par âge et par cause de décès n'a pas été analysée (Schwartz et al., 1996; Schwartz, 2003).

Dans une autre étude dans la région de Buffalo, New York, on a étudié l'association soupçonnée entre les MP acides et la mortalité entre 1988 et 1990. Pour chaque polluant, le risque relatif (RR) associé au décalage temporel le plus statistiquement significatif a été calculé pour un accroissement équivalent à l'écart entre la valeur maximale et la valeur moyenne ($\text{H}^+ = 345,5 \text{ nmol}/\text{m}^3$, $\text{SO}_4^{2-} = 328,8 \text{ nmol}/\text{m}^3$). L'utilisation de modèles à un seul polluant a révélé que les polluants les plus fortement associés à la mortalité attribuable aux problèmes respiratoires étaient le H^+ (RR = 1,54, IC 95% = 1,09-2,20) et le SO_4^{2-} (RR = 1,24, IC 95% = 1,01-1,52). Le H^+ et

le SO_4^{2-} n'étaient pas associés de façon significative à la mortalité découlant de problèmes du système circulatoire, mais l'étaient avec la mortalité totale non accidentelle. Ces associations étaient toujours significatives lors de l'utilisation de modèles à deux polluants incluant le monoxyde de carbone (CO), le dioxyde d'azote (NO_2), l'ozone (O_3) ou le SO_2 . Les auteurs de l'étude ont utilisé la fonction de lissage non paramétrique du MAG, mais n'ont pas réanalysé les résultats en conséquence (Gwynn et al., 2000).

Lippmann et ses collègues ont tenu compte de deux périodes de mesures dans leur analyse (1985-1990 et 1992-1994) dans le but d'étudier les fractions diverses des MP en relation avec la mortalité quotidienne à Détroit, Michigan. Pour la période 1992-1994, qui incluait des mesures de concentrations de H^+ et de SO_4^{2-} , les auteurs n'ont pas observé d'associations statistiquement significatives entre l'augmentation du 5^e au 95^e percentile de 40 nmol/m³ de H^+ et de 165 nmol/m³ de SO_4^{2-} et la mortalité (Lippmann et al., 2000; Ito, 2003).

À Philadelphie, on a cherché à savoir si les différentes fractions des MP présentes étaient associées à la mortalité observée entre 1992 et 1995. Les concentrations moyennes de SO_4^{2-} étaient de 55,5 nmol/m³ et de H^+ de 8,3 nmol/m³. Les analyses ont permis de mettre en évidence des associations entre la mortalité cardiovasculaire et le SO_4^{2-} (RR = 1,0406, t = 3,27; $t_{crit} = 1,96$) et le H^+ (RR = 1,0271, t = 2,66; $t_{crit} = 1,96$). Cependant, ces valeurs n'étaient pas plus grandes que celles obtenues pour d'autres particules (Lipfert et al., 2000).

Dans certaines études, on a inclus dans les analyses des mesures de SO_4^{2-} , mais pas de H^+ . Par exemple, une étude de séries chronologiques des concentrations quotidiennes des polluants atmosphériques et du taux de mortalité a été menée entre 1984 et 1993 à Montréal dans le but de déterminer les sous-groupes les plus à risque à l'exposition aux particules. Les analyses effectuées avec le MAG non paramétrique ont révélé la présence d'associations entre les mesures journalières de SO_4^{2-} et bon nombre de problèmes, incluant les maladies respiratoires et cardiovasculaires, le diabète et la mortalité totale. Les associations étaient généralement plus fortes avec les gens âgés de plus de 65 ans. Les données ont été réanalysées pour les sous-groupes chez qui le MAG non paramétrique avait révélé l'existence d'une association avec la concentration en particules dans l'étude originale. La réanalyse utilisant des splines naturelles dans le but de contrôler l'effet de la variable confondante « facteurs météorologiques » a révélé l'existence d'une association moins marquée que celle donnée par le MAG non paramétrique utilisé dans l'analyse originale. Certains résultats n'étaient alors plus significatifs après réanalyse (Goldberg et al., 2000; Goldberg et al., 2001; Goldberg et Burnett, 2003).

Burnett et al. (1998) ont étudié des séries chronologiques dans le but de déceler une association probable entre les concentrations ambiantes de CO mesurées à Toronto et la mortalité quotidienne entre 1980 et 1994. Ils ont trouvé des associations entre un accroissement de SO_4^{2-} de l'ordre de 13,3 µg/m³ du 5^e au 95^e percentile et le taux de décès non accidentel lors de l'utilisation de modèles n'incluant qu'un seul polluant (RR = 1,024, IC 95% = 1,011-1,038) et lors de l'utilisation de modèles incluant le SO_4^{2-} et le CO (RR = 1,018, IC 95% = 1,004-1,031). Le MAG non paramétrique a été utilisé dans cette étude; leurs résultats n'ont pas été réanalysés en conséquence.

Une étude de séries chronologiques menée en Californie comprenant des données allant de 1989 à 1996 a permis de trouver, au moyen de modèles n'incluant qu'un seul polluant, des associations entre le SO_4^{2-} (moyenne et écart type (S) = $1,8 \pm 1,3$ µg/m³) et 1) la mortalité totale (RR = 1,05, p < 0,05) et 2) la mortalité attribuable aux maladies du système respiratoire (RR = 1,15, p < 0,05). L'association avec la mortalité totale s'est révélé plus forte l'été (RR = 1,11, p < 0,05) dans le cas des autres saisons; toutefois cette association n'était pas statistiquement significative lors de l'utilisation de modèles à deux polluants avec les $\text{MP}_{2,5}$ ou le nitrate (NO_3) (Fairley, 1999; Fairley, 2003).

L'analyse des données annuelles menée au Royaume-Uni entre 1994 et 1996 a indiqué qu'une augmentation de SO_4^{2-} de 5,8 µg/m³ n'était pas associée à des augmentations de la mortalité totale et de la mortalité causée par des problèmes des systèmes respiratoires et cardiovasculaires. La mortalité totale a toutefois révélé un effet positif (p = 0,001) au cours de la saison chaude. On ne sait pas si l'estimation des effets et erreurs types associés a été influencée par l'utilisation des fonctions de lissage non paramétriques des MAG (Anderson et al., 2001).

Une étude de séries chronologiques effectuée aux Pays-Bas entre 1986 et 1994 a démontré l'existence d'associations significatives, en utilisant des modèles n'incluant qu'un seul polluant, entre 1) la somme des NO_3^- et des SO_4^{2-} (valeurs approximatives respectives de 25 et de 35 µg/m³) et la mortalité totale quotidienne (RR = 1,043, IC 95% = 1,014-1,073) et 2) le SO_4^{2-} et la mortalité totale (RR = 1,032, IC 95% = 1,006-1,059). Ces associations étaient plus fortes durant les mois d'été que durant les mois d'hiver. Les associations sont demeurées statistiquement significatives lors de l'utilisation de modèles à deux polluants avec l' O_3 , le CO, les MP_{10} ou la fumée noire (FN). Les associations entre le SO_4^{2-} et la mortalité attribuable à des causes spécifiques (maladies cardiovasculaires, MPOC et pneumonie) n'étaient pas significatives, à la différence de l'association entre la somme des NO_3^- et des SO_4^{2-} et la pneumonie (RR: 1,175, IC 95% = 1,006-1,372) (Hoek et al., 2000; Hoek, 2003).

9.4.2 Association avec la morbidité

Les conclusions de l'évaluation précédente demeurent inchangées: l'exposition à des concentrations élevées des MP dans l'air ambiant est liée 1) à l'augmentation des admissions dans les hôpitaux pour les maladies des systèmes respiratoire et cardiaque, 2) à l'incidence accrue et à la durée des symptômes respiratoires et 3) à la diminution des fonctions respiratoires. Il est probable que la toxicité du mélange qui forme les MP provienne en partie de l'acidité des aérosols, bien que l'on ait affirmé dans l'évaluation de 1997 que les effets des MP et de l'acidité des aérosols étaient difficiles à séparer les uns des autres en raison de la forte collinéarité entre les mesures de ces polluants. Les résultats d'études récentes laissent entendre qu'il y aurait la présence d'un lien entre l'augmentation des admissions dans les hôpitaux pour des problèmes respiratoires et cardiaques, chez les groupes vulnérables comme les enfants et les personnes âgées, et l'exposition aux aérosols acides. En général, les études portant sur les fonctions et symptômes respiratoires rapportent la présence d'effets plus importants chez les enfants que chez les adultes. Par ailleurs, aucun seuil critique de concentration n'a été mis en évidence relativement aux effets produits sur la morbidité (Gauderman et al., 2002; Anderson et al., 2001; Goldberg et al., 2001,2000; Gwynn et Thurston, 2001; Gauderman et al., 2000; Gwynn et al., 2000; Hoek et al., 2000; Lipfert et al., 2000; Lippmann et al., 2000; Schwartz et Neas, 2000; Stib et al., 2000; Honma et al., 2000; van der Zee et al., 2000, 1999; Fairley, 1999; McConnell et al., 1999; Naeher et al., 1999; Neas et al., 1999, 1996, 1995; Peters et al., 1999a, 1999b, 1996; Burnett et al., 1988, 1997, 1995; Korrick et al., 1998; Tanaka et al., 1998, 1996; Defino et al., 1997; Peters et al., 1997a, 1997b; Thurston et al., 1997; Dockery et al., 1996; Raizenne et al., 1996; Schwartz et al., 1996; Stieb et al., 1996; Hoek et Brunekreef, 1995; Studnicka et al., 1995).

9.4.2.1 Association avec les admissions dans les hôpitaux et les visites au service d'urgence

Burnett et ses collègues ont réalisé une analyse longitudinale à Toronto. Ils ont trouvé pour la période étudiée (de 1992 à 1994) des associations entre l'augmentation des intervalles interquartiles de H^+ ($5,25 \text{ nmol/m}^3$) et de SO_4^{2-} ($40,00 \text{ nmol/m}^3$) et les admissions pour cause de problèmes respiratoires ou cardiaques. Les relations n'étaient toutefois plus statistiquement significatives lors de l'utilisation de modèles à deux polluants avec O_3 , NO_2 , SO_2 ou CO (Burnett et al., 1997).

Une étude de séries chronologiques a été menée à Montréal au cours des étés 1992 et 1993. On y a démontré que l'augmentation de la concentration moyenne de H^+ dans l'air ($4,0 \text{ nmol/m}^3$) était associée au nombre de visites aux services

d'urgence pour problèmes respiratoires chez les enfants de moins de deux ans (5%, CI 95% = 0,4-9,6%). L'association demeurerait significative suite à l'inclusion des données sur le SO_4^{2-} dans les modèles. On a aussi trouvé une association entre l'augmentation de la concentration moyenne de SO_4^{2-} ($34,8 \text{ nmol/m}^3$) et le nombre de visites aux services d'urgence pour problèmes respiratoires chez les patients de plus de 65 ans (6,1%, IC 95% = 0,8-11,5%) (Defino et al., 1997).

Dans une étude réalisée à Saint-Jean, Nouveau-Brunswick, on a étudié le nombre de visites pour troubles cardiorespiratoires aux services d'urgence (SU) entre 1992 et 1996. Lors de l'utilisation de modèles à un polluant, le SO_4^{2-} était associé à l'augmentation des visites aux SU pour l'année entière (moyenne $\pm S = 31,1 \pm 29,7 \text{ nmol/m}^3$; $p = 0,034$) et pour l'été seulement (moyenne $\pm S = 38,7 \pm 37,5 \text{ nmol/m}^3$; $p = 0,032$). Le SO_4^{2-} était par contre associé à la baisse du nombre de visites aux SU pour malaises cardiaques dans les analyses des données de l'année entière ($p = 0,001$) ou de l'été seulement ($p = 0,014$). Les concentrations moyennes de H^+ de l'année entière (moyenne $\pm S = 25,7 \pm 36,8 \text{ nmol/m}^3$) et de l'été seulement (moyenne $\pm S = 38,6 \pm 47,0 \text{ nmol/m}^3$) obtenues à partir de modèles à un polluant étaient aussi associées à des baisses du nombre de visites aux SU pour problèmes respiratoires (à l'année: $p = 0,005$; l'été: $p = 0,004$) et cardiaques (à l'année: $p = 0,010$; l'été: $p = 0,008$). Avec le modèle final incluant de multiples polluants, élaboré à partir de la méthode « descendante pas-à-pas », on a trouvé une association entre la concentration moyenne de SO_4^{2-} et la baisse des visites aux SU pour problèmes cardiaques au cours des mois d'été (-7,3%, IC 95% = -12,2 à -2,1%). Quand les analyses annuelles ont été stratifiées par diagnostic spécifique, H^+ et SO_4^{2-} étaient tous deux associés à des augmentations du nombre de visites aux SU pour dysrythmie et asthme; le SO_4^{2-} était aussi associé à des augmentations du nombre total de visites aux SU pour 1) MPOC, 2) infections des voies respiratoires et 3) problèmes respiratoires. Le MAG non paramétrique a été utilisé dans cette étude; leurs résultats n'ont pas été réanalysés en conséquence (Stieb et al., 2000).

L'établissement d'une association possible entre les MP acides et le nombre d'admissions dans les hôpitaux entre 1988 et 1990 dans la région de Buffalo, New York, a fait l'objet d'investigations. Des augmentations de l'ordre des écarts entre les valeurs maximales et moyennes de H^+ ($345,5 \text{ nmol/m}^3$) et de SO_4^{2-} ($328,8 \text{ nmol/m}^3$) ont révélé des associations statistiquement significatives avec le nombre d'admissions dans les hôpitaux pour problèmes respiratoires (H^+ : RR = 1,31, IC 95% = 1,14-1,51; SO_4^{2-} : RR = 1,178, IC 95% = 1,09-1,28), mais non pour problèmes du système

circulatoire. Ces associations sont demeurées significatives lors de l'utilisation de modèles à deux polluants avec CO, O₃, SO₂ ou NO₂. Il est à noter que, dans cette étude, des associations significatives ont aussi été trouvées entre le H⁺ et le SO₄²⁻ et la mortalité totale de même que la mortalité causée par des troubles respiratoires. Le MAG non paramétrique a été utilisé dans cette étude; leurs résultats n'ont pas été réanalysés en conséquence (Gwynn et al., 2000).

Une autre étude réalisée par la même équipe de chercheurs dans la ville de New York durant la même période a révélé la présence d'une association positive entre une augmentation d'un écart de 340,9 nmol/m³ entre les maxima et moyenne des concentrations de SO₄²⁻ et le nombre d'admissions dans les hôpitaux pour problèmes respiratoires chez les personnes de couleur (RR = 1,072, IC 95% = 1,011-1,136). L'association entre l'accroissement d'un écart de 251 nmol/m³ observé entre les valeurs maximale et moyenne de H⁺ et le nombre d'admissions pour problèmes respiratoires chez les personnes de couleur n'était pas significative du point de vue statistique. Les auteurs ont conclu que les analyses inter-raciales donnaient plutôt à penser que les différences apparentes entre les effets de la pollution atmosphérique sur les différentes races s'expliquaient par des facteurs socio-économiques ou par les disparités entre les soins de santé dispensés. On n'a pas réanalysé ces données suite à l'utilisation de MAG non paramétrique (Gwynn et Thurston, 2001).

Lippmann et ses collègues ont inclus le nombre d'admissions dans les hôpitaux dans l'analyse de données prises à Détroit, Michigan. Dans les cas où il n'existait pas d'association entre les diverses mesures de MP et la mortalité, il y en avait entre 1) le H⁺ et la pneumonie chez les personnes âgées (RR = 1,060, IC 95% = 1,005-1,118), 2) le SO₄²⁻ et la pneumonie chez les personnes âgées (RR = 1,156, IC 95% = 1,050-1,273), 3) le H⁺ et la MPOC (RR = 1,067, IC 95% = 1,000-1,138) et 4) le SO₄²⁻ et l'insuffisance cardiaque (RR = 1,091, IC 95% = 1,012-1,176). Ces associations sont demeurées significatives lors de l'utilisation de modèles à deux polluants avec O₃, SO₂, NO₂ et CO. Les associations entre le H⁺ et le SO₄²⁻ et la cardiopathie ischémique, les accidents vasculaires cérébraux et la dysrythmie n'étaient pas statistiquement significatives (Lippmann et al., 2000; Ito, 2003).

Dans certaines études, on a analysé les données relatives au SO₄²⁻, mais pas au H⁺. Par exemple, une étude de séries chronologiques a été réalisée entre 1983 et 1988 dans le sud de l'Ontario dans le but d'établir l'association entre la

concentration de SO₄²⁻ dans l'air ambiant et le nombre d'admissions pour maladies cardiaques et respiratoires dans 168 hôpitaux. Les résultats ont démontré que l'augmentation de la concentration de SO₄²⁻ de 13 µg/m³ le jour précédant l'admission était associée avec des augmentations de 3,5% (IC 95% = 2,3-4,7) des admissions pour problèmes respiratoires et de 3,3% (IC 95% = 1,7-4,8) pour des problèmes cardiaques et ce, pour l'ensemble de l'échantillon, compte tenu de l'ajout de l'O₃ et de la température comme covariables dans l'analyse. Ces augmentations ont été observées chez tous les groupes d'âge; elles étaient plus élevées chez les hommes que chez les femmes (Burnett et al., 1995).

Au Royaume-Uni, une analyse de séries chronologiques de données environnementales et du nombre d'admissions dans les services d'urgence hospitaliers a été réalisée pour la période 1994-1996. Pour une augmentation de l'ordre de 5,8 µg/m³ du 10^e au 90^e percentile de la concentration de SO₄²⁻, aucune association statistiquement significative n'a été décelée avec le nombre d'admissions pour problèmes respiratoires ou cardiovasculaires par rapport au total des admissions, ni avec le nombre d'admissions stratifié par âge. On ne sait pas si les résultats ont pu être biaisés en raison de l'utilisation du MAG non paramétrique (Anderson et al., 2001).

Une étude de cohortes portant sur la présence de brouillard et l'admission dans les hôpitaux de 102 patients asthmatiques a été réalisée au Japon entre 1992 et 1993. Du brouillard (étendue de pH = 3,32-6,91) est apparu 378 jours sur 731. Le nombre de visites à l'hôpital pour cause d'asthme s'est accru lors des jours de brouillard chez 8,8% (p < 0,05) des adultes asthmatiques de la population à l'étude (Tanaka et al., 1996). L'association entre la présence ou non de brouillard et le nombre d'admissions à l'hôpital pour asthme a été établie pour les deux types de patients, atopiques (rapport de cotes (OR) = 1,66, IC 95% = 1,09-2,51) et non atopiques (OR = 2,50, IC 95% = 1,26-4,93) (Tanaka et al., 1998).

9.4.2.2 Association avec les fonctions pulmonaires et les symptômes respiratoires

9.4.2.2.1 Enfants

Dans l'étude d'Harvard — Santé Canada effectuée dans 24 villes (*Harvard/Health Canada 24-City Study*), 18 situées aux États-Unis et six au Canada, on a réalisé des analyses transversales des fonctions et symptômes respiratoires chez des enfants âgés de 8 à 12 ans (n = 10 251) entre 1988 et 1991. On a trouvé qu'une augmentation de 52 nmol/m³ des particules à acidité forte (PAF)¹ était associée à des

¹ La quantité d'acidité forte en termes d'équivalent (H₂SO₄) disponible dans les composants des particules fines (<2,5 µm) des aérosols atmosphériques.

diminutions 1) de la capacité vitale forcée (CVF) (-3,5%, IC 95% = -4,9 à -2,0), 2) du volume expiratoire maximal par seconde (VEMS) (-3,1%, IC 95% = -4,6 à -1,6), 3) du volume expiratoire maximal en 0,75 seconde ($VEM_{0,75}$) (-3,0%, IC 95% = -4,5 à -1,5), 4) du débit expiratoire forcé entre 25 et 75% du CVF ($DEF_{25-75\%}$) (-3,5%, IC 95% = -6,5 à -0,3) et 5) du débit expiratoire de pointe (DEP) (-3,7%, IC 95% = -7,1 à -0,2). Le fait d'avoir inclus les concentrations d'O₃ journalières dans les analyses a eu peu d'effet sur l'association entre les PAF et la CVF. Une augmentation de 6,8 µg/m³ de SO₄²⁻ était associée à une diminution de 1) la CVF (3,0%, IC 95% = 1,6-4,5), 2) la VEMS (2,6%, IC 95% = 1,1-4,2) et 3) la $VEM_{0,75}$ (2,5%, IC 95% = 1,0-4,1) (Raizenne et al., 1996). Dans cette même étude, on a également mis en évidence des associations entre des augmentations de SO₄²⁻ de 6,8 µg/m³ et des PAF de 52 nmol/m³ et le signalement plus fréquent de la bronchite durant l'année précédente (SO₄²⁻: OR = 1,65, IC 95% = 1,12-2,42; PAF: OR = 1,66, IC 95% = 1,112,48), ainsi qu'entre une augmentation de 2,7 ppb des gaz acides (la somme des acides nitreux (HNO₂) et nitrique (HNO₃)) et un signalement plus fréquent d'asthme durant l'année précédente (OR = 2,00, IC 95% = 1,14-3,53) (Dockery et al., 1996).

Dans le cadre de cette étude de cohorte, les enfants de 4^e et 5^e année scolaire (n = 83) de communautés de la Pennsylvanie ont fait l'objet d'une étude qui a porté sur la relation entre la pollution atmosphérique et les fonctions respiratoires durant l'été 1990. Des augmentations de SO₄²⁻ et de PAF de 125 nmol/m³ ont été associées à l'accroissement de l'incidence d'épisodes de toux le soir (SO₄²⁻: OR = 1,64, IC 95% = 1,08-2,50; PAF: OR = 1,75, IC 95% = 1,23-2,49) et à la réduction du DEP (SO₄²⁻: -2,81 L/min, IC 95% = -5,08 à 0,54; PAF: 2,44 L/min, IC 95% = -4,06 à -0,83) lors de l'inclusion dans l'analyse du temps passé à l'extérieur durant les 12 heures précédentes. L'association entre les PAF et le DEP est demeurée statistiquement significative lorsque l'O₃ a été ajouté dans l'analyse (Neas et al., 1995). Cette étude a été répétée un an plus tard chez les enfants de 4^e et 5^e année (n = 108). On n'a pas observé d'association significative avec les paramètres des fonctions respiratoires quand l'ensemble de la période d'étude était considéré, mais lorsqu'elle a été restreinte aux quatre semaines d'étude où les seuls épisodes majeurs d'aérosols acides se sont produits, une augmentation de 125 nmol/m³ des PAF a été associée à la baisse du DEP le soir (-1,0 L/min, IC 95% = 1,9 to -0,2). Lorsque l'on a tenu compte de l'ensemble de la période d'étude, des augmentations de 125 nmol/m³ des PAF journalières et des particules totales de SO₄²⁻ ont été associées à l'incidence d'épisodes de toux (SO₄²⁻: OR = 1,26, IC

95% = 1,00-1,60; PAF: OR = 1,19, IC 95% = 1,01-1,39) et de rhume (SO₄²⁻ OR = 1,53, IC 95% = 1,17-2,00; PAF: OR = 1,35, IC 95% = 1,14-1,61) (Neas et al., 1996). Dans la réanalyse des deux études précédentes, en vue de connaître la contribution relative des particules fines (MP_{2,1}) et grossières (MP₁₀-MP_{2,1}) sur la santé des enfants, on a trouvé qu'une augmentation de l'intervalle interquartile de 125 nmol/m³ de SO₄²⁻ était associée à une baisse du DEP le soir (-1,14 L/min, IC 95% = 1,77 à -0,51). Le SO₄²⁻ était associé plus étroitement aux diminutions de DEP que les masses de particules grossières ou fines (Schwartz et Neas, 2000).

L'étude d'un panel réalisée chez des enfants de 6 à 11 ans (n = 156) ayant participé en 1993 à deux camps d'été non résidentiels à Philadelphie, Pennsylvanie, a permis de déceler la présence d'une association entre une augmentation de 8 µg/m³ de la concentration moyenne sur 24 heures de SO₄²⁻ et la baisse du DEP le matin suivant (2,44 L/min, IC 95% = -4,51 à -0,36). Une augmentation de 1,5 µg/m³ des PAF n'a pas eu d'effet statistiquement significatif sur le DEP (Neas et al., 1999).

On a examiné trois panels d'enfants âgés de 7 à 13 ans (n = 52, 58, 56) souffrant d'asthme modéré à grave qui avaient participé à des camps d'été pour asthmatiques au Connecticut durant les étés de 1991 à 1993. Des concentrations moyennes de H⁺ de 53,9 nmol/m³ et de SO₄²⁻ de 7,0 µg/m³ n'étaient pas associées à la variation journalière du DEP des enfants, mais étaient associées avec la fréquence des symptômes thoraciques (H⁺: t = 3,44, SO₄²⁻: t = 3,86; t_{crit} = 1,65). Lorsque le paramètre « température » était ajouté dans le modèle, l'association entre le H⁺ et les symptômes thoraciques des enfants n'était plus statistiquement significative (Thurston et al., 1997).

Une étude prospective de cohortes, impliquant des enfants de 4^e, 7^e et 10^e année scolaire de 12 agglomérations de Californie sélectionnées en fonction de leur intensité de pollution atmosphérique, a été amorcée en 1993 pour une période de 10 ans. De nombreuses évaluations transversales ont été menées durant la période à l'étude dans le but de déterminer les effets des polluants atmosphériques sur les paramètres de fonctions respiratoires (n = 3 293) et des symptômes associés (n = 3 676). Les concentrations de vapeurs⁽²⁾ d'acides inorganiques (acide nitrique (HNO₃) et chlorhydrique (HCl)) ou organiques (acide formique (CH₂O₂) et acétique (CH₃CO₂H)) ont été estimées entre 1986 et 1990, et mesurées durant la période débutant en 1993. On a comparé les enfants venant

²Mesurées sur une base de mole de l'acide spécifique.

des agglomérations les plus polluées à ceux venant des agglomérations les moins polluées. On a trouvé des associations entre l'augmentation de l'intervalle interquartile des concentrations de vapeurs d'acides inorganiques (1,7 ppb) et la fréquence de respiration sifflante chez les enfants de sexe masculin pour la période de 1986 à 1990 (OR = 1,55, IC 95% = 1,03-2,32) et pour celle de l'année 1994 (OR = 1,44, IC 95% = 1,12-1,87) (Peters et al., 1999b). L'augmentation de l'intervalle interquartile des concentrations en vapeurs d'acides inorganiques en 1994, décelée par des modèles n'incluant qu'un seul polluant, a aussi été associée à des coefficients de régression plus faibles 1) de la CVF (-44,0, $p < 0,05$), 2) du VEMS (-36,2, $p < 0,01$), 3) du DEP (139,7, $p < 0,05$) et 4) du débit maximum expiratoire 25% — 75% (DME₂₅₋₇₅) (-75,5, $p < 0,05$) chez les enfants de sexe féminin, les effets étant plus importants chez les fillettes ayant rapporté avoir passé plus de temps à l'extérieur (Peters et al., 1999a). On a aussi établi pour l'année 1994 une association entre l'augmentation de 1,8 ppb de vapeurs d'acides inorganiques et l'impassibilité chez les enfants souffrant d'asthme (OR = 1,9, IC 95% = 1,0-3,6) (McConnell et al., 1999).

On a mesuré, sur une durée de quatre ans, la croissance moyenne des fonctions respiratoires d'enfants de 4^e (n = 1 498), 7^e (n = 802) et 10^e (n = 735) année scolaire dans le cadre d'une étude prospective de cohortes en Californie. Lorsque les enfants venant des agglomérations les plus polluées étaient comparés à ceux venant des agglomérations les moins polluées, une association statistiquement significative était observée entre une augmentation de 4,3 ppb de la concentration moyenne annuelle de vapeurs d'acides inorganiques et du développement plus faible: 1) de la CVF (0,57%, IC 95% = 1,06 à -0,07), 2) du VEMS (0,73%, IC 95% = -1,42 à -0,03), et 3) du débit expiratoire forcé à 75% du CVF expiré (DEF₇₅) (-1,47%, IC 95% = -2,87 à -0,05) chez les enfants de 4^e année. L'association entre les vapeurs acides et le VEMS est demeurée statistiquement significative après l'ajout comme covariable des concentrations en O₃ journalières dans l'analyse (Gauderman et al., 2000). Une deuxième cohorte d'élèves de 4^e année (n = 1 678) inscrits en 1996 a été suivie pendant quatre ans. On a trouvé qu'une augmentation de 9,5 ppb des concentrations de vapeurs d'acides inorganiques et organiques occasionnait un taux de croissance annuel plus faible 1) du VEMS (-0,63%, IC 95% = -1,21 à 0,05), 2) du DME₂₅₋₇₅ et 3) du rapport DME₂₅₋₇₅/CVF (-0,96%, IC 95% = 1,77 à -0,14). Ces associations n'ont pas changé du point de vue qualitatif après analyse des modèles incluant deux polluants dont O₃, NO₂, MP₁₀, MP_{2,5} ou le carbone élémentaire (Gauderman et al., 2002). Lors de ces études, l'intensité des effets a été généralement plus grande chez les enfants qui avaient affirmé avoir passé plus de temps à l'extérieur. De tous

les polluants étudiés, les vapeurs acides ont montré les effets les plus constants sur les fonctions respiratoires. Cependant, il a été impossible d'isoler les effets indépendants des polluants, les vapeurs acides étant fortement corrélées à d'autres polluants, en particulier le NO₂.

On a étudié trois panels consécutifs d'enfants de 7 ans ou plus (n = 47, 45, 41), ayant participé à un camp d'été dans les Alpes autrichiennes en 1991. Chaque panel a été analysé individuellement, étant donné les différences marquées dans les degrés d'exposition et dans les patrons entre les panels. Dans le panel 1 (où le H⁺ moyen était de 32,2 nmol/m³ – soit presque deux fois plus élevé que pour les deux autres panels), on a trouvé une baisse du VEMS de 2,99 ml par nmol/m³ de H⁺ ($p = 0,004$), laquelle correspondait à l'exposition à la concentration moyenne de H⁺ des quatre jours précédents. Cette association est demeurée statistiquement significative lors de l'utilisation de modèles à deux polluants incluant O₃. L'exposition au H⁺ dans l'air ambiant n'a pas été associée à des baisses statistiquement significatives des fonctions respiratoires dans les panels 2 et 3 (Studnicka et al., 1995).

Une analyse de séries chronologiques des polluants atmosphériques et des symptômes respiratoires effectuée au cours de l'été 1989 sur des enfants de 7 à 11 ans (n = 300) aux Pays-Bas n'a pu associer de façon statistiquement significative le SO₄²⁻ (étendue = 027 µg/m³) à aucun symptôme respiratoire (Hoek et Brunekreef, 1995). Une autre étude réalisée aux Pays-Bas a permis de rapporter des effets de la pollution atmosphérique dans les zones urbaines et non urbaines chez des enfants de 7 à 11 ans (n = 633) durant les hivers de 1992 à 1995. Chez les enfants ne présentant pas de symptômes respiratoires chroniques, on a rapporté une seule association, soit entre une augmentation de SO₄²⁻ de 15 µg/m³ et l'augmentation de la toux dans les zones non urbaines (OR = 1,17, IC 95% = 1,01-1,35). Chez les enfants symptomatiques, une augmentation de SO₄²⁻ de 15 µg/m³ a été associée 1) à la réduction du DEP en soirée dans les zones urbaines (OR = 1,99, IC 95% = 1,18-3,34), 2) à des symptômes des voies respiratoires inférieures dans les zones urbaines (OR = 1,83, IC 95% = 1,162,87) et non urbaines (OR = 1,30, IC 95% = 1,01-1,67), 3) à la toux dans les zones non urbaines (OR = 1,14, IC 95% = 1,00-1,31) et 4) à l'utilisation d'un bronchodilatateur dans les zones urbaines (OR = 1,77, IC 95% = 1,10-2,84) et non urbaines (OR = 2,76, IC 95% = 1,345,70) (van der Zee et al., 1999). Les concentrations en acidité des aérosols n'ont pas été analysées du fait qu'elles se situaient sous le seuil de détection au cours des deux études.

Dans un panel d'individus asthmatiques – provenant de villes de l'ancienne Allemagne de l'Est et de la République tchèque – étudiés entre 1990 et 1992, on a trouvé que les

concentrations moyennes sur cinq jours de SO_4^{2-} (intervalle interquartile de $8,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et de PAF (intervalle interquartile de $0,36 \mu\text{g}/\text{m}^3$) étaient associées à des diminutions du DEP (SO_4^{2-} : $-1,11\%$, IC 95% = $-1,65$ à $-0,56$; H^+ : $-0,52\%$, IC 95% = $-0,89$ à $-0,16$) chez les enfants âgés de 7 à 15 ans ($n = 155$). Le SO_4^{2-} et les PAF n'étaient pas associés de façon statistiquement significative aux symptômes respiratoires aigus (Peters et al., 1996). À Sokolov, en République tchèque, une étude portant sur l'utilisation de médicaments et la morbidité respiratoire a été entreprise avec un panel d'enfants asthmatiques âgés de 6 à 14 ans ($n = 89$) au cours de l'hiver 1991-1992. On y a montré qu'une augmentation de $6,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de la concentration moyenne sur cinq jours de SO_4^{2-} était associée à la baisse du DEP le matin ($-1,49 \text{ L}/\text{min}$, IC 95% = $-2,78$ à $-0,20$) et le soir ($1,88 \text{ L}/\text{min}$, IC 95% = $-3,08$ à $-0,67$), tandis qu'une augmentation de $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des PAF était associée à la baisse du DEP le soir ($-1,22 \text{ L}/\text{min}$, IC 95% = $2,06$ à $-0,38$). Plusieurs associations ont été établies entre les concentrations moyennes sur cinq jours de SO_4^{2-} et de PAF et la toux (rapportée par les parents), le flegme, la dyspnée, le nez qui coule, la fièvre, l'absentéisme scolaire et l'usage de β -agoniste et de théophylline. Les associations entre le SO_4^{2-} et les symptômes respiratoires étaient en général plus faibles lorsque la fièvre était considérée dans l'analyse (Peters et al., 1997b). Dans une autre étude effectuée à Sokolov durant la même période, la concentration moyenne sur cinq jours de SO_4^{2-} était associée à la baisse du DEP ($-5,62 \text{ L}/\text{min}$, IC 95% = $-9,93$ à $-1,30$) et à des augmentations de la toux (OR = $1,16$, IC 95% = $1,00$ - $1,34$), de la fièvre (OR = $2,26$, IC 95% = $1,11$ - $4,61$) et de l'utilisation de β -agoniste (OR = $1,46$, IC 95% = $1,08$ - $1,98$) chez 51 des 82 enfants qui avaient employé une médication pour l'asthme durant la période d'étude (Peters et al., 1997a). Dans les trois études, les PAF étaient basses ou sous le seuil de détection la plupart des jours d'échantillonnage.

9.4.2.2.2 Adultes

L'association entre les polluants atmosphériques et les fonctions respiratoires a été étudiée chez des volontaires non-fumeurs et en santé qui s'étaient adonnés à la randonnée au mont Washington au cours des étés 1991 et 1992. On a trouvé qu'une augmentation de l'intervalle interquartile de l'acidité des aérosols de $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ou $26,5 \text{ nmol}/\text{m}^3$ (rapporté en équivalent de H_2SO_4) était associée à une diminution du DEP ($-0,4\%$, IC 95% = $-0,7$ à $-0,1$) qui a persisté, mais n'était plus statistiquement significative après l'ajout de O_3 comme covariable dans l'analyse. Le MAG non paramétrique a été utilisé dans cette étude; les résultats n'ont pas été réanalysés en conséquence (Korrick et al., 1998).

L'association entre la pollution atmosphérique ambiante et les changements journaliers du DEP a aussi été étudiée chez des femmes non-fumeuses et en santé de Virginie au cours des étés 1995 et 1996. On a trouvé qu'une augmentation de $50 \text{ nmol}/\text{m}^3$ de H^+ était associée à la baisse du DEP le matin ($-0,89 \text{ L}/\text{min}$, IC 95% = $-1,57$ to $0,21$), association qui a disparu lorsque les données des MP_{10} ou des $\text{MP}_{2,5}$ ont été incluses dans l'analyse. Le MAG non paramétrique a été utilisé dans cette étude; les résultats n'ont pas été réanalysés en conséquence (Naeher et al., 1999).

En juillet 1995 (saison brumeuse) et en mai 1996 (saison non brumeuse), on a cherché à connaître les effets du brouillard (étendue du pH = $3,0$ - $3,2$) sur un panel de patients adultes asthmatiques ($n = 44$) à Kushiro au Japon. On a observé que ces patients avaient connu, durant la saison brumeuse, des baisses du DEP ($p = 0,05$) et du VEMS ($p = 0,04$), ainsi qu'une tendance à l'augmentation des protéines éosinophiles cationiques ($p = 0,1$) et de l'interleukine 8 ($p = 0,08$) dans leurs expectorations, comparativement à la saison non-brumeuse. Les patients qui avaient un DEP réduit de plus de 10% durant la saison brumeuse avaient aussi présenté une augmentation des protéines éosinophiles cationiques dans leurs expectorations ($p = 0,007$), contrairement à la saison non-brumeuse. L'acidité du brouillard n'a pas induit d'hyperréactivité bronchique. Aucun autre facteur environnemental ou socio-économique n'a été pris en considération dans ces analyses (Honma et al., 2000).

Dans un panel d'adultes asthmatiques ($n = 102$) – provenant de villes de l'ancienne Allemagne de l'Est et de la République tchèque – étudiés entre 1990 et 1992, une association entre les concentrations moyennes sur cinq jours de PAF (intervalle interquartile de $0,36 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et une augmentation de 10,6% des scores sur les symptômes respiratoires relevés à partir de questionnaires sur les symptômes (IC 95% = $1,4$ - $19,7$) a été mise en évidence. On n'a pas observé d'association entre le SO_4^{2-} et le DEP ou les symptômes respiratoires. Les PAF sont demeurées en général sous le seuil de détection durant toute l'étude. On n'a pas vérifié dans cette étude si les résultats seraient demeurés statistiquement significatifs si on avait eu recours à des modèles incluant plusieurs polluants (Peters et al., 1996).

L'étude d'un panel d'adultes âgés de 50 à 70 ans ($n = 489$) a été réalisée aux Pays-Bas au cours de trois hivers consécutifs dans le but d'évaluer si la pollution atmosphérique urbaine et non urbaine produisait des effets sur les fonctions pulmonaires et les symptômes respiratoires. Chez les sujets symptomatiques, on a observé une association entre une

augmentation de $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de SO_4^{2-} (concentration moyenne sur cinq jours) dans les zones urbaines et la baisse importante (>20%) du DEP le matin (OR = 3,56, IC 95% = 1,02-12,48) et des symptômes des voies respiratoires supérieures (OR = 1,46, IC 95% = 1,06-2,01). On a observé des associations chez les sujets non symptomatiques entre le SO_4^{2-} et la prévalence de diminution de plus de 10% du DEP le matin dans les zones urbaines (OR = 1,87, IC 95% = 1,11-3,15) et non urbaines (OR = 0,13, IC 95% = 0,04-0,50). Dans cette étude, les concentrations d'acides des aérosols se situaient sous le seuil de détection et n'ont pas été analysées (van der Zee et al., 2000).

9.5 ÉTUDES CLINIQUES

Dans l'ensemble, les résultats des plus récentes études cliniques effectuées chez les humains sont compatibles avec les conclusions de l'évaluation de 1997, qui avait indiqué que les sujets en santé n'étaient pas particulièrement sensibles à une exposition de courte durée aux aérosols acides ou à des expositions successives d'aérosols de H_2SO_4 et de O_3 , mais que les sujets souffrant d'asthme ou d'allergies pouvaient constituer une population vulnérable. Cependant, les concentrations auxquelles les sujets étaient exposés au cours de ces études étaient en général plus élevées que celles observées dans l'air ambiant dans l'est du Canada (Tunnicliffe et al., 2001; Linn et al., 1997; Beckett et al., 1995; Frampton et al., 1995; Leduc et al., 1995).

Par exemple, on a exposé trois heures consécutives des volontaires en santé ($n = 30$) et des asthmatiques ($n = 30$) à de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de H_2SO_4 (diamètre aérodynamique médian en masse (DAMM) = $0,6 \mu\text{m}$) ou à des aérosols salins, expositions dans les deux cas qui ont été suivies 24 heures plus tard d'une seconde exposition de trois heures à 0,08, 0,12 ou 0,18 ppm de O_3 au cours de laquelle on les a soumis à des exercices intermittents. Chez les sujets en santé, les paramètres de fonctions respiratoires (CVF et VEMS) post-exposition étaient comparables aux valeurs témoins de référence. Chez les asthmatiques, la pré-exposition au H_2SO_4 a immédiatement favorisé les diminutions de la CVF et du VEMS, ces effets ont aussi été observés quatre heures après l'exposition à l' O_3 (Frampton et al., 1995).

Une exposition de quatre heures chez des enfants en santé ($n = 15$) à un mélange de 0,1 ppm O_3 , 0,1 ppm SO_2 et $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ H_2SO_4 (DAMM = $0,6 \mu\text{m}$) n'a eu aucun effet significatif sur la spirométrie, sur l'inconfort global à l'exercice et sur les scores des questionnaires portant sur les symptômes par rapport aux enfants en santé exposés à de l'air pur. Le même régime d'exposition appliqué à des enfants souffrant d'allergies ou

d'asthme bénin ($n = 26$) a été associé à une augmentation des scores des questionnaires portant sur les symptômes ($p = 0,01$), mais pas des paramètres des fonctions pulmonaires (Linn et al., 1997).

On a étudié, chez des adultes souffrant d'asthme bénin ($n = 13$), l'effet d'une exposition d'une heure à des concentrations de 100 ou de $1\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de H_2SO_4 (diamètre médian massique (DMM) = $0,3 \mu\text{m}$), suivie 14 heures plus tard d'une exposition d'une dose fixe d'allergène pollinique (établie pour chaque sujet dans le but de réduire le VEMS de 15%). Les régimes d'exposition ont induit des baisses, reliées à la dose, du VEMS de 16,7% suivant l'exposition aux $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de H_2SO_4 et à l'allergène pollinique ($p = 0,051$), et de 18,4% suivant l'exposition aux $1\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de H_2SO_4 et à l'allergène pollinique ($p = 0,013$), comparativement à l'exposition à l'air seul (Tunnicliffe et al., 2001).

Une exposition unique de trois heures à 700 ppm de HNO_2 chez des individus souffrant d'asthme bénin soumis à des exercices intermittents ($n = 11$) a provoqué la diminution de la CVF ($p = 0,017$), mais pas du VEMS ou du DME_{25-75} . Le total des scores déclarés par les sujets dans un questionnaire, portant sur les symptômes respiratoires et de la muqueuse, était plus élevé lors des jours d'exposition au HNO_2 que lors des jours sans exposition ($p = 0,038$) (Beckett et al., 1995).

Des volontaires asthmatiques ($n = 24$) ont été exposés au repos pour une durée d'une heure, soit à $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de H_2SO_4 (pH 2,5, DAMM = $9 \mu\text{m}$, osmolarité = 300 mOsm), soit à du brouillard acide artificiel (pH 3,5, DAMM = $7 \mu\text{m}$, osmolarité = 300 mOsm) qui contenait 15 meq/L de SO_4^{2-} et 12 meq/L de NH_4^+ . Ces traitements n'ont pas occasionné de changement du VEMS ($p = 0,14$), de la résistance spécifique des voies aériennes ($p = 0,87$) et de la réactivité bronchique à la métacholine ($p = 0,36$) par rapport aux valeurs témoins de référence (Leduc et al., 1995). Une explication possible à cette absence d'effets des traitements chez les volontaires asthmatiques faisant partie de cette étude réside dans la dimension des particules qu'on a administrées. Les différences existant entre les sites où se déposent les aérosols grossiers et fins pourraient expliquer les différences de résultats entre les études.

9.6 ÉTUDES TOXICOLOGIQUES

Les durées d'exposition des différentes investigations portant sur les effets de l'exposition à des composés acides varient de l'exposition unique de quelques heures à des expositions continues ou intermittentes pouvant s'étaler sur plus de deux

ans. La plupart des études n'ont cependant porté que sur des expositions à court terme. Les espèces chimiques d'acides étudiées comprennent le H_2SO_4 , le HNO_3 , le bisulfate d'ammonium (NH_4HSO_4) et le SO_4^{2-} produit par la conversion du SO_2 sur des aérosols de carbone noir à un taux d'humidité relative de 85%. L'acide a été étudié seul ou combiné avec du O_3 ou en mélange avec d'autres polluants comme les particules de carbone, le NO_2 ou le sulfite neutre (SO_3^{2-}). Étant donné que différents mélanges ont été étudiés chez différentes espèces animales, il est difficile d'identifier quel(s) agent(s) toxique(s) est (sont) en cause dans les effets observés.

Dans les études toxicologiques récentes, les paramètres d'intérêt les plus communément évalués ont été 1) la capacité de défense associées aux macrophages alvéolaires (tels que la liaison des récepteurs de surface Fc, l'activité phagocytaire, la défense oxydative et l'activité bactéricide intrapulmonaire), 2) le contenu cellulaire du liquide du lavage broncho-alvéolaire (LBA) (tels que les protéines totales, le dénombrement cellulaire total et différentiel et leur viabilité), 3) la clairance des voies respiratoires, 4) les modes de respiration et 5) les modifications morphologiques. De manière générale, on a rapporté des signaux cohérents de la liaison des récepteurs de surface Fc et de l'activité phagocytaire des macrophages alvéolaires (MA) avec l'observation de diminution d'activité suivant l'application de doses croissantes d'acide (Jakab et al., 1996; Kleinman et al., 1999; Clarke et al., 2000; Ohtsuka et al., 2000a, 2000b; Mautz et al., 2001). Le rétablissement complet du potentiel phagocytaire a été observé à l'intérieur de sept à 14 jours après la fin du traitement dans les études où l'on a étudié ce paramètre (Jakab et al., 1996; Clarke et al., 2000; Ohtsuka et al., 2000a, 2000b). Le dénombrement total et différentiel des cellules et leur viabilité, ainsi que le contenu total en protéines du liquide du LBA n'ont en général pas été influencés par l'exposition à l'acide (Chen et al., 1995; Jakab et al., 1996; Zelikoff et al., 1997; Heyder et al., 1999; Kleinman et al., 1999; Clarke et al., 2000; Ohtsuka et al., 2000a, 2000b; Mautz et al., 2001), à l'exception d'une étude chez le cochon d'Inde, une espèce particulièrement vulnérable (Lee et al., 1999). Les signaux venant des autres paramètres se sont avérés moins cohérents, principalement à cause du nombre limité d'études dans lesquels ils ont été considérés (Mautz et al., 2001; Clarke et al., 2000; Ohtsuka et al., 2000a, 2000b; Heyder et al., 1999; Kleinman et al., 1999; Lee et al., 1999; Sindhu et al., 1998; Kimmel et al., 1997; Last et Pinkerton, 1997; Zelikoff et al., 1997; Jakab et al., 1996; Wong et al., 1996; Chen et al., 1995; el-Fawal et al., 1995).

9.6.1 Études à court terme

On a avancé que les particules acides pouvaient affecter l'état fonctionnel des MA en altérant leur pH intracellulaire. On a étudié, chez des lapins, les effets d'une exposition unique de trois heures à $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de H_2SO_4 seul ou en concomitant de 0,1, ou 0,3 ou 0,6 ppm de O_3 . Des interactions synergiques ont été notées entre le H_2SO_4 et le O_3 sur la régulation du pH intracellulaire et sur le taux maximal de recouvrement du pH. Le pouvoir tampon intrinsèque des cellules a augmenté suivant une exposition à $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de H_2SO_4 seul, mais a diminué suivant une exposition à un mélange de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de H_2SO_4 et de 0,6 ppm O_3 , ce qui suppose la présence d'une interaction antagoniste en ce qui concerne l'effet entre ces deux composés (Chen et al., 1995).

Des souris ont été exposées quatre heures durant à des aérosols de carbone noir (DAMM = $0,3 \mu\text{m}$) et au SO_2 seul ou mélangé soit à 10%, soit à 85% d'humidité relative. À 85% d'humidité relative, la conversion du SO_2 en SO_4^{2-} sur les aérosols de carbone noir a été notable; la phagocytose des macrophages et l'activité bactéricide intrapulmonaire ont été réduites de façon passagère; ces activités sont revenues à la normale après 5-6 jours (Jakab et al., 1996; Clarke et al., 2000).

Dans le but de déterminer si le bagage génétique joue un rôle important dans la sensibilité à l'exposition à l'acidité, on a exposé durant quatre heures des souris de diverses souches génétiques à une combinaison d'aérosols de carbone noir (DAMM = $0,3 \mu\text{m}$) et de SO_2 à 85% d'humidité relative. On a observé une variation intersouche chez les souris en ce qui concerne les effets sur la réaction phagocytaire des MA (Ohtsuka et al., 2000b). Une étude de suivi a permis de révéler que deux gènes indépendants (non liés) présents sur les chromosomes 11 et 17 étaient la cause de la réactivité au dysfonctionnement phagocytaire des MA après l'exposition des souris à des particules enrobées d'acide, et que les caractères quantitatifs sur ces loci chevauchaient ceux déjà connus pour leur réactivité à O_3 et aux blessures pulmonaires aiguës (Ohtsuka et al., 2000a).

On a entrepris une étude dans le but de comparer, entre les lapins et des volontaires humains, les effets immunotoxiques d'une inhalation aiguë de $1\ 000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de H_2SO_4 (DAMM = $0,88 \mu\text{m}$) durant trois heures. Chez le lapin, mais pas chez l'humain, la capacité des macrophages à phagocyter des particules de latex s'est accrue considérablement après exposition au H_2SO_4 . L'exposition à l'acide a aussi supprimé le captage de bactéries et le pouvoir bactéricide intracellulaire

des cellules des lapins, tandis que les résultats chez les cellules humaines n'étaient pas concluants. On a relevé des concentrations élevées de lactate-déshydrogénase dans le liquide du LBA des lapins seulement. Chez les deux espèces, on n'a pas observé d'effets suivant l'exposition au H_2SO_4 sur 1) les protéines totales dans le liquide du LBA, 2) le nombre de cellules et leur viabilité, 3) l'infiltration de neutrophiles, 4) la modulation des récepteurs Fc et 5) l'indice de phagocytose des particules de latex. La production des substances réactives par les macrophages n'a pas été affectée, en général, par l'exposition à l'acide, à l'exception de la production stimulée d'anions de superoxyde, qui a été affectée chez les deux espèces (Zelikoff et al., 1997).

On a comparé les effets produits chez les rats et les cochons d'Inde sur l'activité des surfactants pulmonaires suite à quatre heures d'exposition à environ 100 et 50 mg/m^3 de H_2SO_4 . Tandis qu'aucun effet n'a été observé chez les rats, des effets ont été observés chez les cochons d'Inde, qui semblent avoir été particulièrement vulnérables. Les changements histopathologiques observés au niveau de la trachée et du parenchyme pulmonaire des cochons d'Inde ont montré que l'activité des surfactants avait été altérée. Les propriétés de tension superficielle et les paramètres de compressibilité du film de liquide du LBA ont aussi augmenté par rapport aux cochons d'Inde témoins. Les concentrations en phospholipides entre le groupe de cochons d'Inde témoin et le groupe traité étaient similaires, mais le nombre de macrophages, de neutrophiles et éosinophiles dans le liquide du LBA était accru chez le groupe traité par rapport au groupe témoin (Lee et al., 1999).

Des lapins ont été exposés durant trois heures à 50, à 75 ou à 125 $\mu g/m^3$ de H_2SO_4 (DAMM = 0,3 μm) et à 0,1, 0,3 ou à 0,6 ppm de O_3 , seul ou mélangé. Les expositions à tous les traitements de O_3 seul, au traitement de 75 $\mu g/m^3$ de H_2SO_4 mélangé avec tous les traitements de O_3 et au traitement de 125 $\mu g/m^3$ de H_2SO_4 seul ont entraîné une réaction bronchique excessive à l'acétylcholine. Les expositions concomitantes ont produit des effets moins prononcés que ceux des polluants pris isolément, ce qui laisse croire qu'il se produirait une interaction antagoniste entre les polluants (el-Fawal et al., 1995).

Dans le but de déterminer l'effet de la dimension des particules de H_2SO_4 sur sa toxicité, on a exposé des rats quatre heures par jour durant deux jours consécutifs à 0,6 ppm de O_3 et à 500 $\mu g/m^3$ de H_2SO_4 en particules fines (MMD = 0,3 μm) ou ultrafines (MMD = 0,06 μm), seuls ou en mélange. L'exposition à l'acide seul n'a fait changer de façon

significative ni la morphologie des cellules ou la prolifération cellulaire au niveau du parenchyme pulmonaire, ni les paramètres ventilatoires. On a noté des interactions synergiques entre le O_3 et les particules ultrafines de H_2SO_4 en ce qui concerne le pourcentage en volume de parenchyme pulmonaire sensiblement à gravement endommagé, et entre le O_3 et les particules fines de H_2SO_4 en ce qui concerne la prolifération cellulaire en périphérie des structures acineuses relevée à la suite des lésions cellulaires. Les différences entre les sites de déposition des aérosols de H_2SO_4 fins (dans ou en périphérie des structures acineuses) et ultrafins (loin des structures acineuses et sur les structures acineuses elles-mêmes) peuvent expliquer en partie le type d'interaction qui a été observé avec O_3 (Kimmel et al., 1997).

On a étudié chez des rats les effets produits par des expositions intermittentes d'une durée allant d'un à cinq jours: à O_3 seul ou avec un mélange qui comprenait du carbone, 0,2 ou 0,4 ppm de O_3 et 100 ou 500 $\mu g/m^3$ de H_2SO_4 (DAMM = 0,3 μm). Les expositions uniques ou répétées aux hautes concentrations des mélanges ont supprimé la liaison des récepteurs de surface Fc des MA et ont fait augmenter la réaction inflammatoire des poumons par rapport aux témoins. Les effets observés sur les liaisons des récepteurs de surface Fc étaient plus importants suite à l'exposition à la haute concentration du mélange que suite à l'exposition à la faible concentration du mélange ou du O_3 seul. Les modes de respiration et la réaction inflammatoire des poumons à l'exposition à 0,4 ppm de O_3 au jour « 1 » ont été affectés, mais non au jour « 5 », ce qui suppose que les mécanismes d'adaptation semblent avoir été altérés suivant l'exposition concomitante de O_3 et de H_2SO_4 (Kleinman et al., 1999).

9.6.2 Études à moyen terme

On a soumis des rats pour une durée de quatre semaines à une exposition intermittente – mais répétée – de mélanges de particules fines (DAMM = 0,3 μm) contenant du carbone, du NO_2 , 50, 100 ou 200 $\mu g/m^3$ de NH_4HSO_4 , 0,15, 0,30 ou 0,60 ppm de O_3 et 25, 50 ou 100 $\mu g/m^3$ de vapeurs de HNO_3 . Des effets, reliés à la dose, ont été observés (étant généralement significatifs chez les groupes exposés à de moyennes ou à de hautes doses du mélange de particules seulement): diminution des liaisons des récepteurs de surfaces Fc et de la phagocytose des MA, augmentation de cellules renfermant des inclusions de carbone, et augmentation de la prolifération des cellules épithéliales à tous les niveaux des voies respiratoires. Seule l'exposition à la haute concentration du mélange a causé une augmentation de la perméabilité épithéliale. Les rats exposés ont aussi modifié leur mode de

respiration, mais la clairance de leurs voies respiratoires n'a pas été affectée (Mautz et al., 2001).

On a exposé des rats jusqu'à 90 jours de façon intermittente ou continue à 20, 100 ou 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de H_2SO_4 (DAMM = 0,4-0,8 μm) combinés à 0,12 ou à 0,20 ppm de O_3 . L'exposition à O_3 a entraîné une augmentation de la 4-hydroxyproline dans les poumons et des changements tissulaires et cellulaires au niveau de la jonction bronchiolo-alvéolaire. On n'a observé aucun effet suivant l'exposition au H_2SO_4 seul, et on n'a pas noté d'interaction entre H_2SO_4 et O_3 (Last et Pinkerton, 1997).

9.6.3 Études à long terme

Des chiens en santé de race beagle ont été exposés soit 29 mois à de l'air pur, soit 16 mois à de l'air pur suivi d'une exposition intermittente de 13 mois à un mélange contenant 1,53 mg/m^3 de particules neutres de SO_3^{2-} (DAMM = 1 μm) et 5,66 mg/m^3 de particules acides de SO_4^{2-} (DAMM = 1 μm). On a observé, de manière générale, des interactions antagonistes suivant l'exposition au mélange, avec des effets moins prononcés ou même inversés sur la réaction fonctionnelle et structurelle des poumons, lorsqu'on a comparé ces résultats aux résultats d'une étude précédente sur l'exposition au soufre (IV) seul réalisée par les mêmes auteurs (Heyder et al., 1992). Les augmentations de l'activité de la phosphatase alcaline et la prolifération des pneumocytes de type II ont été attribuées à l'exposition à l'acide seulement (Heyder et al., 1999).

L'exposition de rats de façon intermittente pendant 40 semaines à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de vapeurs de HNO_3 ou à 0,15 ppm de O_3 a fait augmenter la concentration de la forme inductible de la protéine de stress HSP70 dans les voies respiratoires des rats du groupe traité par rapport aux témoins. L'augmentation liée à l'exposition combinée était moindre que celle causée par l'exposition aux polluants pris séparément, ce qui laisse supposer la présence d'une interaction antagoniste (Wong et al., 1996). Suivant la même séquence d'exposition, le contenu en putrescine (montrant une activité antioxydante et anti-inflammatoire) des poumons de rats a augmenté de 28% suivant l'exposition à O_3 seul, a diminué de 21% suivant l'exposition à la vapeur de HNO_3 seul et a augmenté de 56% suivant l'exposition combinée de O_3 et de la vapeur de HNO_3 par rapport aux témoins (Sindhu et al., 1998).

9.7 RÉSUMÉ

Les études épidémiologiques récentes portant sur l'association entre l'acidité des aérosols et la mortalité ont révélé des associations faibles, mais statistiquement significatives, entre le SO_4^{2-} ambiant et la mortalité totale ou

la mortalité découlant de troubles cardiorespiratoires. Peu d'études ont porté sur les effets de H^+ sur la mortalité; on n'a pas pu définir de seuil critique. Les recherches récentes ont aussi révélé des associations entre l'exposition à des concentrations élevées de MP et le nombre accru d'admissions dans les hôpitaux, pour des problèmes respiratoires ou cardiaques, particulièrement chez les sous-populations sensibles telles que les enfants et les personnes âgées, ainsi qu'une incidence accrue des symptômes respiratoires et une diminution des fonctions pulmonaires, avec des effets plus importants chez les enfants que chez les adultes. Il est possible qu'une partie de la toxicité des MP soit attribuable à l'acidité des aérosols, malgré l'observation d'une forte collinéarité entre les polluants mesurés. Cela rend donc impossible la détermination des composants des MP responsables des effets toxiques rapportés.

Les nouvelles études cliniques indiquent que les individus en santé ne sont pas particulièrement sensibles à une exposition à court terme à des aérosols acides seuls ou à une exposition séquentielle à des aérosols de H_2SO_4 et de O_3 , mais que les individus souffrant d'asthme ou d'allergies pourraient représenter un groupe vulnérable. Cependant, il est à noter que les degrés d'exposition utilisés dans les études cliniques sont généralement plus élevés que ceux habituellement mesurés dans l'air ambiant des villes canadiennes.

Dans l'ensemble, les résultats des études toxicologiques récentes montrent que l'exposition à des espèces acides peut surtout occasionner des effets sur les paramètres liés aux mécanismes de défense de l'hôte, et cela, à des concentrations près de celles que l'on peut généralement trouver dans l'air ambiant de l'est du Canada. Par ailleurs, il semble exister des différences interspécifiques en ce qui a trait à la sensibilité au H_2SO_4 , les cochons d'Inde étant particulièrement sensibles à l'exposition à des espèces acides. Le bagage génétique peut aussi jouer un rôle dans la sensibilité à l'exposition à des espèces acides. On a décrit comme étant soit synergiques, soit additives, soit antagonistes, les interactions potentielles suivant l'exposition séquentielle ou concomitante d'espèces acides et de O_3 , tandis qu'aucune interaction n'a été observée dans certains cas. Il a été avancé que le O_3 et les particules acides agiraient de façon indépendante et sur différents sites des voies respiratoires. Selon la concentration relative des composés dans les mélanges et les paramètres observés, les effets des mélanges peuvent être plus ou moins importants comparativement aux effets des polluants pris un à un.



9.8 BIBLIOGRAPHIE

- Anderson, H.R., Bremner, S.A., Atkinson, R.W., Harrison, R.M., Walters, S. 2001. Particulate matter and daily mortality and hospital admissions in the west midlands conurbation of the United Kingdom: associations with fine and coarse particles, black smoke and sulphate. *Occup. Environ. Med.* 58, 504-510.
- Beckett, W.S., Russi, M.B., Haber, A.D., Rivkin, R.M., Sullivan, J.R., Tameroglu, Z., Mohsenin, V., Leaderer, B.P. 1995. Effect of nitrous acid on lung function in asthmatics: a chamber study. *Environ. Health Perspect.* 103, 372-375.
- Burnett, R.T., Cakmak, S., Brook, J.R., Krewski, D. 1997. The role of particulate size and chemistry in the association between summertime ambient air pollution and hospitalization for cardiorespiratory diseases. *Environ. Health Perspect.* 105, 614-620.
- Burnett, R.T., Cakmak, S., Raizenne, M.E., Stieb, D., Vincent, R., Krewski, D., Brook, J.R., Philips, O., Ozkaynak, H. 1998. The association between ambient carbon monoxide levels and daily mortality in Toronto, Canada. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 48, 689-700.
- Burnett, R.T., Dales, R., Krewski, D., Vincent, R., Dann, T., Brook, J.R. 1995. Associations between ambient particulate sulfate and admissions to Ontario hospitals for cardiac and respiratory diseases. *Am. J. Epidemiol.* 142, 15-22.
- Chen, L.C., Qu, Q., Amdur, M.O., Schlesinger, R.B. 1995. Alteration of pulmonary macrophage intracellular pH following inhalation exposure to sulfuric acid/ozone mixtures. *Exp. Lung Res.* 21, 113-28.
- Clarke, R.W., Antonini, J.M., Hemenway, D.R., Frank, R., Kleeberger, S.R., Jakob, G.J. 2000. Inhaled particle-bound sulfate: effects on pulmonary inflammatory responses and alveolar macrophage function. *Inhal. Toxicol.* 12, 169-186.
- Delfino, R.J., Murphy-Moulton, A.M., Burnett, R.T., Brook, J.R., Becklake, M.R. 1997 Effects of air pollution on emergency room visits for respiratory illnesses in Montreal, Quebec. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 155, 568-576.
- Dockery, D.W., Cunningham, J., Damokosh, A.I., Neas, L.M., Spengler, J.D., Koutrakis, P., Ware, J.H., Raizenne, M., Speizer, F.E. 1996. Health effects of acid aerosols on North American children: respiratory symptoms. *Environ. Health Perspect.* 104, 500-505.
- el-Fawal, H.A., McGovern, T., Schlesinger, R.B. 1995. Nonspecific bronchial responsiveness assessed in vitro following acute inhalation exposure to ozone and ozone/sulfuric acid mixtures. *Exp. Lung Res.* 21, 129-139.
- Environment Canada. 1997. 1997 Canadian Acid Rain Assessment. Volume 5: The Effects on Human Health. Ottawa, Canada.
- Fairley, D. 1999. Daily mortality and air pollution in Santa Clara County, California: 1989-1996. *Environ. Health Perspect.* 107, 637-41.
- Fairley, D. 2003. Mortality and Air Pollution for Santa Clara County, California, 1989-1996. Health Effects Institute Special Report: Revised Analyses of Time-series Studies of Air Pollution and Health, pp. 97-106.
- Frampton, M.W., Morrow, P.E., Cox, C., Levy, P.C., Condemni, J.J., Speers, D., Gibb, F.R., Utell, M.J. 1995. Sulfuric acid aerosol followed by ozone exposure in healthy and asthmatic subjects. *Environ. Res.* 69, 1-14.
- Gauderman, W.J., Gilliland, G.F., Vora, H., Avol, E., Stram, D., McConnell, R., Thomas, D., Lurmann, F., Margolis, H.G., Rappaport, E.B., Berhane, K., Peters, J.M. 2002. Association between air pollution and lung function growth in southern California children: results from a second cohort. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 166, 76-84.
- Gauderman, W.J., McConnell, R., Gilliland, F., London, S., Thomas, D., Avol, E., Vora, H., Berhane, K., Rappaport, E.B., Lurmann, F., Margolis, H.G., Peters, J. 2000. Association between air pollution and lung function growth in southern California children. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 162, 1383-1390.
- Goldberg, M.S., Bailar, J.C. 3rd, Burnett, R.T., Brook, J.R., Tamblyn, R., Bonvalot, Y., Ernst, P., Flegel, K.M., Singh, R.K., Valois, M.F. 2000. Identifying subgroups of the general population that may be susceptible to short-term increases in particulate air pollution: a time-series study in Montreal, Quebec. *Res. Rep. Health Eff. Inst.* 7-113; discussion 115-20.
- Goldberg, M.S., Burnett, R.T. 2003. Revised Analysis of the Montreal Time-Series Study. Health Effects Institute Special Report: Revised Analyses of Time-series Studies of Air Pollution and Health 113-131.
- Goldberg, M.S., Burnett, R.T., Bailar, J.C. 3rd, Brook, J., Bonvalot, Y., Tamblyn, R., Singh, R., Valois, M.F., Vincent, R. 2001. The association between daily mortality and ambient air particle pollution in Montreal, Quebec. 2. Cause-specific mortality. *Environ. Res.* 86, 26-36.
- Gwynn, R.C., Burnett, R.T., Thurston, G.D. 2000. A time-series analysis of acidic particulate matter and daily mortality and morbidity in the Buffalo, New York, region. *Environ. Health Perspect.* 108, 125-33.
- Gwynn, R.C., Thurston, G.D. 2001. The burden of air pollution: impacts among racial minorities. *Environ. Health Perspect.* 109 Suppl. 4, 501-6.
- Heyder, J., Beck-Speier, I., Busch, B., Dirscherl, P., Heilmann, P., Ferron, G.A., Josten, M., Karg, E., Kreyling, W.G., Lenz, A.G., Maier, K.L., Miaskowski, U., Platz, S., Reitmeir, P., Schulz, H., Takenaka, S., Ziesenis, A. 1999. Health effects of sulfur-related



- environmental air pollution. I. Executive summary. *Inhal. Toxicol.* 11, 343-59.
- Heyder, J., Beck-Speier, I., Ferron, G.A., Heilmann, P., Karg, E., Kreyling, W.G., Lenz, A.-G., Maier, K., Schulz, H., Takenaka, S., Tuch, T. 1992. Early responses of the canine respiratory tract following long-term exposure to a sulfur (IV) aerosol at low concentration: Rationale, design, methodology, and summary. *Inhal. Toxicol.* 4, 159-174.
- Hoek, G. 2003. Daily Mortality and Air Pollution in the Netherlands. Health Effects Institute Special Report: Revised Analyses of Time-series Studies of Air Pollution and Health 133-141.
- Hoek, G., Brunekreef, B. 1995. Effect of photochemical air pollution on acute respiratory symptoms in children. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 151, 27-32.
- Hoek, G., Brunekreef, B., Verhoeff, A., van Wijnen, J., Fischer, P. 2000. Daily mortality and air pollution in The Netherlands. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 50, 1380-1389.
- Honma, S., Tanaka, H., Teramoto, S., Igarashi, T., Abe, S. 2000. Effects of naturally-occurring acid fog on inflammatory mediators in airway and pulmonary functions in asthmatic patients. *Respir. Med.* 94, 935-42.
- Ito, K. 2003. Associations of Particulate Matter Components with Daily Mortality and Morbidity in Detroit, Michigan. Health Effects Institute Special Report: Revised Analyses of Time-series Studies of Air Pollution and Health 143-156.
- Jakab, G.J., Clarke, R.W., Hemenway, D.R., Longphre, M.V., Kleeberger, S.R., Frank, R. 1996. Inhalation of acid coated carbon black particles impairs alveolar macrophage phagocytosis. *Toxicol. Lett.* 88, 243-248.
- Kimmel, T.A., Chen, L.C., Bosland, M.C., Nadziejko, C. 1997. Influence of acid aerosol droplet size on structural changes in the rat lung caused by acute exposure to sulfuric acid and ozone. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 144, 348-355.
- Kleinman, M.T., Mautz, W.J., Bjarnason, S. 1999. Adaptive and non-adaptive responses in rats exposed to ozone, alone and in mixtures, with acidic aerosols. *Inhal. Toxicol.* 11, 249-264.
- Korrick, S.A., Neas, L.M., Dockery, D.W., Gold, D.R., Allen, G.A., Hill, L.B., Kimball, K.D., Rosner, B.A., Speizer, F.E. 1998. Effects of ozone and other pollutants on the pulmonary function of adult hikers. *Environ. Health Perspect.* 106, 93-99.
- Last, J.A., Pinkerton, K.E. 1997. Chronic exposure of rats to ozone and sulfuric acid aerosol: biochemical and structural responses. *Toxicology* 116, 133-146.
- Leduc, D., Fally, S., De Vuyst, P., Wollast, R., Yernault, J.C. 1995. Acute exposure to realistic acid fog: effects on respiratory function and airway responsiveness in asthmatics. *Environ. Res.* 71, 89-98.
- Lee, M.M., Green, F.H., Roth, S.H., Karkhanis, A., Bjarnason, S.G., Schurch, S. 1999. Sulfuric acid aerosol induces changes in alveolar surface tension in the guinea pig but not in the rat. *Exp. Lung Res.* 25, 229-244.
- Linn, W.S., Gong, H. Jr, Shamoo, D.A., Anderson, K.R., Avol, E.L. 1997. Chamber exposures of children to mixed ozone, sulfur dioxide, and sulfuric acid. *Arch. Environ. Health* 52, 179-187.
- Lipfert, F.W., Morris, S.C., Wyzga, R.E. 2000. Daily mortality in the Philadelphia metropolitan area and size-classified particulate matter. *J. Air. Waste Manag. Assoc.* 50, 1501-1513.
- Lippmann, M., Ito, K., Nadas, A., Burnett, R.T. 2000. Association of particulate matter components with daily mortality and morbidity in urban populations. *Res. Rep. Health Eff. Inst.* 5-72, discussion 73-82.
- Mautz, W.J., Kleinman, M.T., Bhalla, D.K., Phalen, R.F. 2001. Respiratory tract responses to repeated inhalation of an oxidant and acid gas-particle air pollutant mixture. *Toxicol. Sci.* 61, 331-341.
- McConnell, R., Berhane, K., Gilliland, F., London, S.J., Vora, H., Avol, E., Gauderman, W.J., Margolis, H.G., Lurmann, F., Thomas, D.C., Peters, J.M. 1999. Air pollution and bronchitic symptoms in Southern California children with asthma. *Environ. Health Perspect.* 107, 757-760.
- Naeher, L.P., Holford, T.R., Beckett, W.S., Belanger, K., Triche, E.W., Bracken, M.B., Leaderer, B.P. 1999. Healthy women's PEF variations with ambient summer concentrations of PM₁₀, PM_{2.5}, SO₄²⁻, H⁺, and O₃. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 160, 117-125.
- Neas, L.M., Dockery, D.W., Burge, H., Koutrakis, P., Speizer, F.E. 1996. Fungus spores, air pollutants, and other determinants of peak expiratory flow rate in children. *Am. J. Epidemiol.* 143, 797-807.
- Neas, L.M., Dockery, D.W., Koutrakis, P., Speizer, F.E. 1999. Fine particles and peak flow in children: acidity versus mass. *Epidemiology* 10, 550-553.
- Neas, L.M., Dockery, D.W., Koutrakis, P., Tollerud, D.J., Speizer, F.E. 1995. The association of ambient air pollution with twice daily peak expiratory flow rate measurements in children. *Am. J. Epidemiol.* 141, 111-122.
- Ohtsuka, Y., Brunson, K.J., Jedlicka, A.E., Mitzner, W., Clarke, R.W., Zhang, L.Y., Eleff, S.M., Kleeberger, S.R. 2000a. Genetic linkage analysis of susceptibility to particle exposure in mice. *Am. J. Respir. Cell Mol. Biol.* 22, 574-581.
- Ohtsuka, Y., Clarke, R.W., Mitzner, W., Brunson, K., Jakab, G.J., Kleeberger, S.R. 2000b. Interstrain variation in murine susceptibility to inhaled acid-coated particles. *Am. J. Physiol. Lung Cell Mol. Physiol.* 278, L469-76.

- Peters, A., Dockery, D.W., Heinrich, J., Wichmann, H.E. 1997a. Medication use modifies the health effects of particulate sulfate air pollution in children with asthma. *Environ. Health Perspect.* 105, 430-435.
- Peters, A., Dockery, D.W., Heinrich, J., Wichmann, H.E. 1997b. Short-term effects of particulate air pollution on respiratory morbidity in asthmatic children. *Eur. Respir. J.* 10, 872-879.
- Peters, A., Goldstein, I.F., Beyer, U., Franke, K., Heinrich, J., Dockery, D.W., Spengler, J.D., Wichmann, H.E. 1996. Acute health effects of exposure to high levels of air pollution in eastern Europe. *Am. J. Epidemiol.* 144, 570-581.
- Peters, J.M., Avol, E., Gauderman, W.J., Linn, W.S., Navidi, W., London, S.J., Margolis, H., Rappaport, E., Vora, H., Gong, H. Jr and Thomas, D.C. 1999a. A study of twelve Southern California communities with differing levels and types of air pollution. II. Effects on pulmonary function. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 159, 768-775.
- Peters, J.M., Avol, E., Navidi, W., London, S.J., Gauderman, W.J., Lurmann, F., Linn, W.S., Margolis, H., Rappaport, E., Gong, H., Thomas, D.C. 1999b. A study of twelve Southern California communities with differing levels and types of air pollution. I. Prevalence of respiratory morbidity. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 159, 760-767.
- Raizenne, M., Neas, L.M., Damokosh, A.I., Dockery, D.W., Spengler, J.D., Koutrakis, P., Ware, J.H., Speizer, F.E. 1996. Health effects of acid aerosols on North American children: pulmonary function. *Environ. Health Perspect.* 104, 506-514.
- Schwartz, J. 2003. Daily Deaths Associated with Air Pollution in Six US Cities and Short-Term Mortality Displacement in Boston. Health Effects Institute Special Report: Revised Analyses of Time-series Studies of Air Pollution and Health, pp. 219-226.
- Schwartz, J., Dockery, D.W., Neas, L.M. 1996. Is daily mortality associated specifically with fine particles? *J. Air Waste Manag. Assoc.* 46, 927-939.
- Schwartz, J., Neas, L.M. 2000. Fine particles are more strongly associated than coarse particles with acute respiratory health effects in schoolchildren. *Epidemiology* 11, 6-10.
- Sindhu, R.K., Mautz, W.J., Kikkawa, Y. 1998. Chronic exposure to ozone and nitric acid vapor results in increased levels of rat pulmonary putrescine. *Arch. Toxicol.* 72, 445-449.
- Stieb, D.M., Beveridge, R.C., Brook, J.R., Smith-Doiron, M., Burnett, R.T., Dales, R.E., Beaulieu, S., Judek, S., Mamedov, A. 2000. Air pollution, aeroallergens and cardiorespiratory emergency department visits in Saint John, Canada. *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.* 10, 461-477.
- Stieb, D.M., Burnett, R.T., Beveridge, R.C., Brook, J.R. 1996. Association between ozone and asthma emergency department visits in Saint John, New Brunswick, Canada. *Environ. Health Perspect.* 104, 1354-1360.
- Studnicka, M.J., Frischer, T., Meinert, R., Studnicka-Benke, A., Hajek, K., Spengler, J.D., Neumann, M.G. 1995. Acidic particles and lung function in children. A summer camp study in the Austrian Alps. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 151, 423-430.
- Tanaka, H., Honma, S., Nishi, M., Igarashi, T., Nishio, F., Abe, S. 1996. Two-year follow-up study of the effect of acid fog on adult asthma patients. *Intern. Med.* 35, 100-104.
- Tanaka, H., Honma, S., Nishi, M., Igarashi, T., Teramoto, S., Nishio, F., Abe, S. 1998. Acid fog and hospital visits for asthma: an epidemiological study. *Eur. Respir. J.* 11, 1301-1306.
- Thurston, G.D., Lippmann, M., Scott, M.B., Fine, J.M. 1997. Summertime haze air pollution and children with asthma. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 155, 654-660.
- Tunnicliffe, W.S., Evans, D.E., Mark, D., Harrison, R.M., Ayres, J.G. 2001. The effect of exposure to sulphuric acid on the early asthmatic response to inhaled grass pollen allergen. *Eur. Respir. J.* 18, 640-646.
- van der Zee, S., Hoek, G., Boezen, H.M., Schouten, J.P., van Wijnen, J.H., Brunekreef, B. 1999. Acute effects of urban air pollution on respiratory health of children with and without chronic respiratory symptoms. *Occup. Environ. Med.* 56, 802-812.
- van der Zee, S.C., Hoek, G., Boezen, M.H., Schouten, J.P., van Wijnen, J.H., Brunekreef, B. 2000. Acute effects of air pollution on respiratory health of 50-70 yr old adults. *Eur. Respir. J.* 15, 700-709.
- Wong, C.G., Bonakdar, M., Mautz, W.J., Kleinman, M.T. 1996. Chronic inhalation exposure to ozone and nitric acid elevates stress-inducible heat shock protein 70 in the rat lung. *Toxicology* 107, 111-119.
- Zelikoff, J.T., Frampton, M.W., Cohen, M.D., Morrow, P.E., Sisco, M., Ying Tsai, M.J.U., Schlesinger, R.B. 1997. Effects of inhaled sulfuric acid aerosols on pulmonary immunocompetence: A comparative study in humans and animals. *Inhal. Toxicol.* 9, 731-752.

Avantages socio-économiques et coûts de la réduction des dépôts acides

M. Donohue et Y. Bourassa avec la contribution de F. Balesh

10.1 MESSAGES CLÉS

- ➡ Il y a des avantages socio-économiques considérables à réduire les dépôts acides; les travaux pour les quantifier se poursuivent. Plusieurs de ces avantages ne sont cependant pas bien quantifiés actuellement.
- ➡ Les avantages socio-économiques de réduire les dépôts acides concernent la production forestière (par le regain de la croissance), la pêche récréative et commerciale (par le retour des poissons grâce à la réduction de l'acidité des lacs), le patrimoine culturel et la production d'électricité (par la réduction de la corrosion des édifices historiques et des lignes de transport d'électricité).
- ➡ La réduction des émissions qui causent les dépôts acides (SO_x , NO_x , etc.) devrait entraîner des bénéfices socio-économiques considérables par la diminution dans l'air ambiant des concentrations des matières particulaires et de l'ozone troposphérique (c.-à-d. le smog). La diminution du smog aurait pour conséquence d'augmenter la visibilité, d'accroître la production agricole et de réduire les maladies et la mortalité.

10.2 INTRODUCTION: LE RÔLE DE L'ÉCONOMIE DANS LA STRATÉGIE DE RÉDUCTION DES DÉPÔTS ACIDES

Les analyses coûts-avantages ont un rôle à jouer dans le processus décisionnel devant mener à l'application de politiques de réduction des dépôts acides, en ceci qu'elles servent à en évaluer les impacts socio-économiques. L'adoption d'approches et de techniques de nature économique, de même que l'usage d'une échelle d'évaluation commune – le dollar – peuvent mener à une meilleure idée de l'étendue de ces impacts. Un tel choix permettra aux décideurs politiques de comparer objectivement les coûts et avantages liés aux diverses possibilités de réduction des dépôts acides.

C'est la première fois que le rapport d'évaluation sur les dépôts acides au Canada contient un chapitre qui traite des aspects socio-économiques de ce problème. Jusqu'à tout récemment encore, les connaissances scientifiques sur lesquelles est basée l'évaluation de l'économie canadienne

étaient limitées. Mais les preuves scientifiques de certains effets des dépôts acides sur l'environnement – mis en lumière récemment – ajoutent à la qualité des analyses économiques réalisées pour établir des stratégies de réduction des dépôts acides. De plus, la nouvelle recherche en économie rend aussi ces analyses plus réalistes. En conséquence de quoi, les économistes sont en voie d'offrir aux décideurs politiques l'information qui les aidera à mieux saisir l'ampleur des effets attribuables à ce phénomène.

Le début de ce chapitre présente, dans ses grandes lignes, les récents procédés d'analyses économiques qui sont utilisés dans l'évaluation des coûts reliés à la réduction des dépôts acides. Il y est aussi question des principales lacunes qui subsistent dans nos connaissances. Le contenu suivant est présenté en trois sections. La première (10.3) porte sur les avantages qu'il y a à réduire les dépôts acides. On y traite également de nos capacités actuelles à évaluer leurs effets sur divers paramètres. La deuxième section (10.4) traite des principaux moyens et approches qui sont utilisés – ou qui pourraient l'être – pour évaluer les coûts des différentes options de réduction. On trouve dans la troisième section la synthèse du chapitre 10.

10.3 L'ÉVALUATION DES DOMMAGES DES DÉPÔTS ACIDES ET ESTIMATION DES BÉNÉFICES DE LA RÉDUCTION

Cette section présente les bénéfices que l'on peut obtenir en réduisant les dépôts acides. Plusieurs paramètres d'ordre environnemental et socio-économique sont considérés: les phénomènes de corrosion et de diminution de la visibilité, les secteurs d'activités agricole et forestier (matière ligneuse), les ressources non marchandes en général et l'état de la santé humaine. Pour chaque paramètre considéré, nous rapportons le travail qui est mené et celui qui l'a été sur l'évaluation économique des coûts de la réduction. Nous abordons la question des lacunes observées dans nos connaissances et présentons les raisons pour lesquelles il est difficile de quantifier avec précision les coûts-avantages du phénomène des dépôts acides. Nous exposons brièvement la théorie qui sous-tend les calculs sur l'évaluation des bénéfices.

10.3.1 L'évaluation économique des paramètres de l'environnement

L'évaluation économique a pour but d'estimer en valeur monétaire une valeur sociale déterminée. Les techniques d'évaluation utilisées permettent d'établir une valeur *relative* à une valeur sociale. Autrement dit, elles permettent de mesurer en dollar une valeur sociale par rapport à une autre. Les valeurs monétaires peuvent ensuite être utilisées pour évaluer les avantages et désavantages de valeurs sociales déterminées.

À cet égard, il se révèle commode d'utiliser une mesure commune telle que la devise monétaire pour comparer les coûts et bénéfices des différentes possibilités de réduction des dépôts acides. L'usage d'une mesure commune aide les décideurs politiques à comparer différentes politiques et à faire des choix. Par exemple, l'application d'une mesure de réduction ayant pour effet d'induire une augmentation des coûts d'électricité de 150%, mais en même temps de réduire la corrosion de 20% et d'épargner 10 000 acres de forêts devient difficile à évaluer sans échelle commune pour comparer ces effets. Les techniques d'évaluation basées sur l'économie permettent d'exprimer en dollar les paramètres mentionnés ci-dessus, ce qui facilite ainsi la comparaison et l'évaluation des coûts et avantages de l'application de différentes politiques.

Au cours de la dernière décennie, l'évaluation économique des dépôts acides a connu du retard par rapport aux efforts qui ont été investis dans l'évaluation des impacts sur l'économie d'autres problèmes de pollution. Au Canada, les évaluations économiques ont davantage porté sur l'impact des matières particulaires (MP) et de l'ozone sur la santé humaine. Les approches et instruments économiques mis au point pour évaluer l'impact des MP et de l'ozone ont pu être appliqués aux impacts des dépôts acides. De plus, les efforts déployés pour réduire les MP et l'ozone présentent l'avantage de réduire aussi les précurseurs des dépôts acides (voir chapitre 11). Par exemple, les réductions de SO_x en rapport avec les objectifs de réduction des MP contribuent sans doute aussi à réduire les dépôts acides. Dans les sections suivantes, nous rapportons le travail d'évaluation qui a été réalisé sur l'évaluation des impacts directs des dépôts acides et sur les domaines qui pourraient avoir un rapport direct ou indirect avec eux.

10.3.1.1 Les étapes d'évaluation

Dans le but d'évaluer les effets de toute pollution sur l'environnement, il est nécessaire d'en dresser le bilan au cours du temps, depuis le début d'une émission polluante jusqu'au moment où elle affecte les activités humaines. Il y a quatre événements à évaluer dans cette séquence qui correspondent chacun aux quatre étapes du processus d'évaluation: une

pollution est émise; la pollution change la qualité de l'air ambiant; la qualité de l'air ambiant a des effets directs sur les humains et l'environnement; et les effets directs se voient assigner une valeur monétaire, laquelle a été évaluée en fonction de leur force agissante sur les êtres humains.

Pour évaluer une possibilité de réduction dans sa totalité, on doit établir les liens qui unissent les événements décrits ci-dessus, qui correspondent aux quatre étapes du processus d'évaluation. Pour ce faire, un modèle permet d'établir des relations quantifiables fonctionnelles entre chacun des événements (voir figure 10.1). Quantifier chaque lien permet à l'analyste d'estimer en termes de dollars les dommages qu'une quantité d'émission de pollution donnée peut causer. Pour ce faire, il lui est possible d'utiliser les techniques d'évaluation suivantes:

- ➡ La modélisation de la relation source-récepteur pour établir la relation entre les émissions de pollution (SO_2 et NO_x) et les modifications qui surviennent dans les conditions de l'environnement.
- ➡ La fonction dose-réponse (FDR), appelée aussi fonction concentration-réponse (FCR) ou fonction exposition-réponse (FER), pour établir la relation entre les modifications des conditions de l'environnement (par ex. les dépôts acides) et des phénomènes observables dans l'environnement, comme la corrosion ou l'acidification des lacs.
- ➡ Une fois ces phénomènes identifiés, on doit décrire les effets qu'ils produisent sur les activités humaines et sur l'environnement (baisse de la pêche récréative, perte d'espèces en péril, etc.). Subséquemment, ces effets produits sur les activités humaines et l'environnement sont évalués à l'aide de l'évaluation économique et de techniques de modélisation.

L'approche du processus d'évaluation s'inspire de l'approche qui a souvent été appliquée dans des évaluations par modélisation tels que le Modèle d'évaluation de la qualité de l'air (MEQA) et pour des études comme celle de MacMillan (2001). L'approche d'évaluation dont il est question dans ce chapitre comprend une étape supplémentaire dans son processus, étape peu documentée. Nous considérons dans l'évaluation de cette étape comme explicites les liens qui relient les effets de l'environnement pollué aux effets qu'il produit sur les activités humaines, liens qui synthétisent les connaissances scientifiques et économiques. Cette étape du processus d'évaluation comprend la recherche des populations affectées par les dépôts acides; des impacts des dépôts acides sur des choix d'activités (celles évitées, celles de remplacement); des impacts sur la perception humaine et



Figure 10.1. Illustration des étapes du processus d'évaluation.

sur l'attitude de la population affectée. Plusieurs autres études ont traité cette étape en la considérant implicite au processus d'évaluation. Ici, nous la traitons de manière explicite car, dans de nombreux cas, le fait de ne pas le faire résulte en l'impossibilité d'établir une relation claire entre les évaluations scientifiques et économiques sur les impacts de la pollution. En ce qui concerne les relations entre la pollution et la santé humaine, elles sont évidentes; alors qu'elles doivent être démontrées entre la pollution et ses effets sur l'environnement si l'on veut en évaluer l'impact économique.

10.3.1.2 La valeur marginale et globale: durabilité et sources

Dans le contexte économique de prises de décisions axées sur la durabilité des ressources, les décideurs politiques ont intérêt à comparer la valeur présente des ressources à leur valeur future, envisagée dans la perspective de ce qu'il en coûterait pour réduire les dépôts acides. Pour bien des ressources naturelles, ce sont les générations à venir qui bénéficieront des mesures de réduction, dont les coûts sont assumés par les générations présentes. C'est pourquoi il est nécessaire de pouvoir comparer les bénéfices futurs avec les

coûts que génère le fait de réduire la pollution maintenant. Cette façon de faire a suscité de grands débats sur la notion d'actualisation. D'un côté, la science économique régulière enseigne qu'un dollar aujourd'hui vaudra $1 + r$ dollars dans un an (où r est le taux d'intérêt annuel); le bénéfice futur devrait donc être aussi actualisé. Par ailleurs, on peut supposer que la valeur présente de tout un lot de bénéfices pourrait être extrêmement grande dans le futur, voire infinie. Quelle que soit la technique d'actualisation utilisée, il y aura toujours des gens pour penser qu'il est déraisonnable d'actualiser des bénéfices qui surviendront dans des centaines d'années, et d'autres pour trouver que la vie humaine future peut valoir moins que celle d'aujourd'hui. Cette controverse n'est toujours pas résolue et il n'y a aucun taux d'actualisation appliqué actuellement dans toute l'administration fédérale au Canada.

Bien que personne ne se soit mis d'accord sur le taux d'actualisation approprié, il y a consensus général au fait de considérer dans toute politique axée sur la durabilité les valeurs sociales économiques et environnementales présentes et futures associées aux ressources canadiennes.

Il est essentiel de considérer le concept de la valeur économique totale (VET) dans la comptabilisation du coût complet. Dans ce concept, il est reconnu que la valeur apportée par les ressources environnementales dépasse la valeur qui est associée à son seul usage immédiat. La VET des ressources environnementales affectées doit donc être considérée dans l'évaluation totale des impacts des dépôts acides. De même, si toutes les valeurs apportées par les ressources ne sont pas considérées, les bénéfices tirés de la réduction de la pollution seront sous-estimés, ce qui nuira à la planification du développement durable.

Un récent travail, qui a été mené pour le projet de Capital naturel d'Environnement Canada (Gardner Pinfold Consulting et al., 2002), décrit la VET comme suit: la valeur économique totale d'une ressource est constituée de sa valeur d'usage et de sa valeur de non-usage (ou valeur d'usage passif). La valeur d'usage inclut l'usage direct, la valeur indirecte et la valeur d'option. L'usage direct réfère à la consommation directe d'une ressource comme le bois des forêts ou les métaux tirés des mines. L'usage indirect réfère à l'exploitation rationnelle d'une ressource, le tourisme par exemple. La valeur d'option s'applique à une ressource non encore utilisée, mais qui le sera éventuellement, soit directement ou indirectement. La valeur de non-usage comprend la valeur associée à la consommation vicariante, la valeur de transmission et la valeur d'existence. La consommation vicariante réfère au bonheur qu'ont les gens d'une partie du monde de savoir que

l'environnement est aussi disponible pour les gens d'autres parties. La valeur de transmission réfère au bonheur qu'ont les gens de léguer aux générations futures un environnement dont ces dernières pourront jouir. Il y a valeur d'existence lorsque des individus apprécient l'environnement pour ce qu'il est, sans égard à l'usage présent ou futur qu'en font les êtres humains. La figure 10.2 représente visuellement ce que signifie la VET.

La question de la valeur économique est maintenant abordée plus couramment dans les discussions sur l'économie et la politique. Beaucoup de personnes accordent une véritable valeur à des biens ou à des services dont ils ne bénéficieront jamais eux-mêmes. Afin que les politiques apportent un plein bénéfice à la société, les décideurs politiques doivent considérer dans la VET les changements des paramètres de l'environnement dans l'évaluation de leurs analyses coûts-avantages.

Signalons que bien que la VET serve à donner une valeur à l'ensemble des valeurs que l'environnement procure en biens et services, la VET n'est pas directement utilisée dans les calculs des analyses coûts-avantages (ACA). En effet, ce n'est pas la valeur totale qui doit être mesurée avec l'ACA, mais la valeur des changements qu'a subis cette valeur totale, qui se trouve traduite dans les modifications qu'a subies l'environnement à cause de la pollution émise. Avant de calculer, par exemple, ce qu'il en coûte de réduire les dépôts acides, les décideurs politiques ont besoin de mesurer les changements que les réductions induisent dans les conditions de l'environnement, et d'en déterminer la valeur. Ce n'est pas la VET comme telle qui sert à orienter les politiques, mais la valeur donnée par les changements observés.

Dans la section suivante, nous discutons de quelques-unes des techniques d'évaluation que les économistes utilisent. Ces techniques ont pour la plupart été conçues pour évaluer la valeur des changements marginaux survenus dans les conditions de l'environnement.

10.3.1.3 L'évaluation: approches et techniques

Une variété de techniques peut être utilisée pour évaluer les effets de la pollution sur les paramètres de l'environnement.

Quand les dépôts acides ou toute autre pollution nuisent aux services ou occasionnent des dommages aux produits du marché, on peut en faire une estimation sur la base des prix du marché. Les impacts des dépôts acides seraient idéalement mesurés suivant la perte des surplus des consommateurs et producteurs. Autrement dit, la valeur des dommages devrait

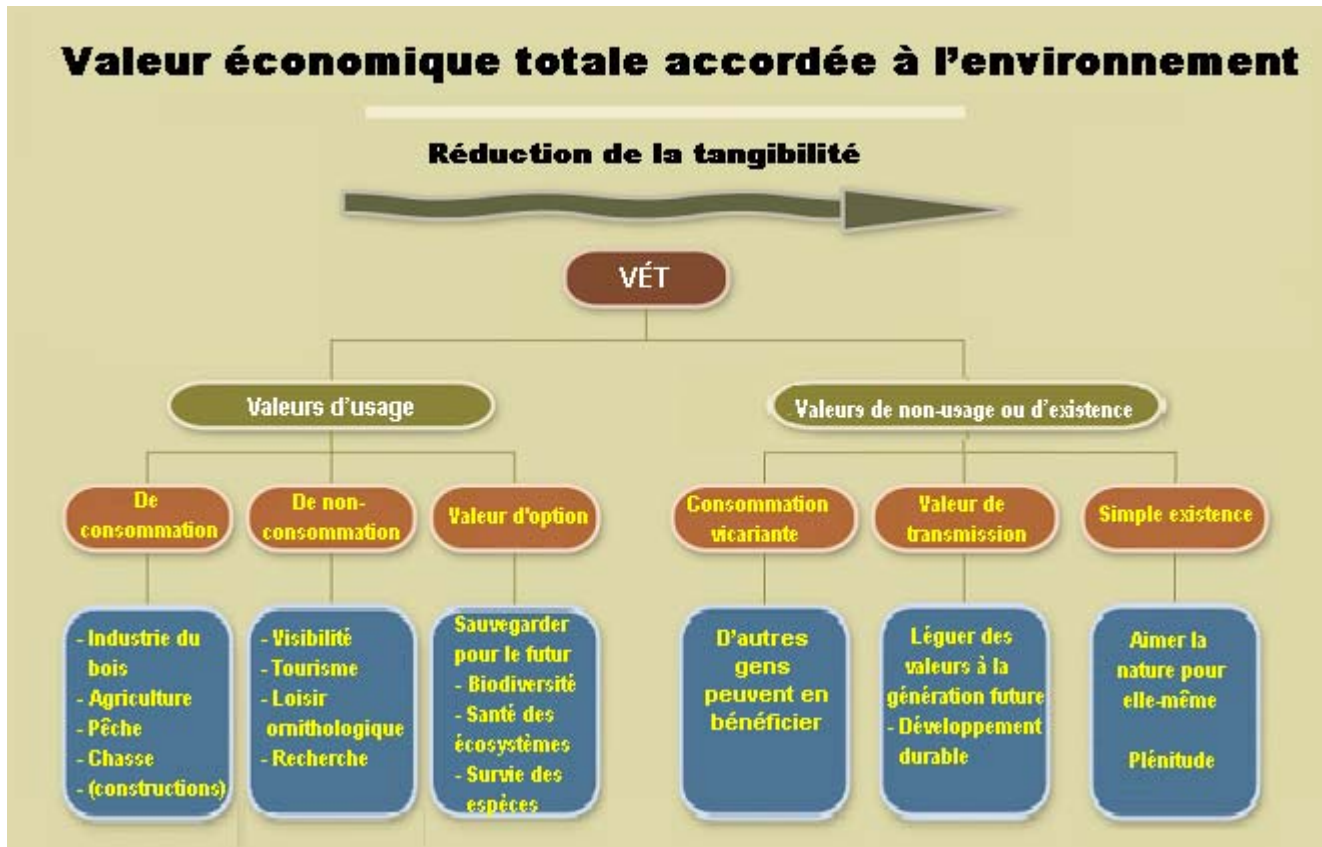


Figure 10.2. Illustration des facteurs considérés dans la détermination de la valeur économique totale de l'environnement.

équivaloir aux pertes de profit des producteurs additionnés aux pertes de bénéfices subies par les consommateurs parce qu'ils doivent payer plus cher (si tant est qu'il y en ait). Les approches typiques employées pour évaluer les impacts des dépôts acides sur les valeurs de marché comprennent, pour une industrie, les valeurs données par le revenu net des changements dans sa production, ou des mesures préventives qu'elle doit prendre, et les coûts de remplacement. Les techniques employées dans ces approches dépendent toutes des observations tirées du marché des biens et services d'environnement.

L'évaluation économique pose un défi quand il s'agit d'évaluer les paramètres non marchands de l'environnement affectés par la pollution. Pour ce faire, les économistes utilisent deux principales approches pour déterminer la valeur de ces paramètres qui ne peuvent être mis en marché: celle par les préférences révélées et celle par les préférences déclarées. L'approche par les préférences révélées porte sur l'étude des choix de consommation des gens pour en déduire les valeurs qu'ils accordent aux autres paramètres non marchands. Par exemple, un consommateur qui choisit de payer plus pour

une maison parce qu'elle est située dans un secteur où l'air y est de meilleure qualité donne une indication de la valeur qu'il accorde à la visibilité. De façon similaire, le temps qu'un consommateur passe à se chercher un secteur sauvage et l'argent qu'il est prêt à déboursier pour le faire donne aussi une indication de la valeur qu'il accorde au loisir. Ce sont là des exemples de fixation des prix établis selon la méthode hédoniste et la méthode du coût du trajet. L'approche par les préférences révélées présente des inconvénients. En revanche, elle a l'avantage de baser son évaluation sur les comportements des gens et leurs dépenses actuelles plutôt que sur des activités ou des scénarios hypothétiques. Par ailleurs, il peut devenir hardi avec cette méthode d'évaluer un paramètre en particulier, comme la visibilité. Les approches par les préférences révélées sont de loin inefficaces pour indiquer la valeur de non-usage que les gens accordent à certains biens ou services d'environnement.

Pour toutes ces raisons, l'approche par les préférences déclarées est devenue l'approche la plus en usage pour estimer la valeur des paramètres non marchands de l'environnement.

L'approche par les préférences déclarées est basée sur ce que les gens accordent comme valeur à un bien ou un service d'environnement particulier. Dans la plupart des cas, on procède à des inventaires pour obtenir cette information. La documentation en matière d'évaluation environnementale révèle que ce sont surtout les inventaires d'évaluation contingente (EC) et de choix contingents (CC) qui sont le plus largement utilisés parmi les techniques d'inventaire existantes. Les inventaires EC ont pour but d'estimer les valeurs environnementales des gens par un questionnaire portant sur leur consentement à payer tel ou tel montant pour tel ou tel bien ou service d'environnement. Dans les inventaires CC, on demande aux répondants d'indiquer leurs préférences parmi tout un choix de scénarios hypothétiques. L'analyse des préférences permet aux chercheurs d'évaluer la valeur moyenne que les répondants seraient prêts à accorder pour un bien ou service d'environnement particulier.

Des économistes n'approuvent pas l'usage de ces techniques en raison du fait que les conclusions tirées de ces inventaires sont basées sur des réponses hypothétiques. Surmonter cette faiblesse est essentiel pour créer une étude des préférences déclarées de portée effective. Ainsi le questionnaire doit être conçu de manière à ce que les répondants puissent considérer soigneusement les questions pour qu'ils soient en mesure d'y répondre avec précision et honnêteté. On doit faire preuve de prudence en sommant les réponses correspondant à la volonté de payer (VDP) obtenues par les inventaires sur les préférences déclarées. En effet, la VDP d'un individu pour la protection d'un petit territoire n'augmente pas proportionnellement avec l'augmentation de la superficie du territoire.

Autre fait à considérer dans l'évaluation des dommages causés par les dépôts acides est le risque de les évaluer en double ou de les calculer sur la base d'un comportement prévu imprécis. Dans le cas de dommages causés aux cultures, la FDR (fonction dose-réponse) devrait indiquer la perte totale d'une récolte engendrée par une quantité de dépôts acides donnée. Cependant, si un agriculteur décide d'en mitiger les effets, une partie des effets néfastes des dépôts acides se trouve annulée. Dans l'estimation des dommages des dépôts acides sur les récoltes de cet agriculteur, il serait incorrect de supposer que les dommages subis égalent les pertes de récolte prévues, l'augmentation des coûts de production, ou encore la somme des deux. C'est le changement net observé dans les profits de l'agriculteur qui donne la mesure des dommages subis. De façon similaire, le chaulage des cours d'eau et des petits lacs peut annuler l'effet de certains des impacts négatifs des dépôts acides sur les

poissons; auquel cas, les dommages causés devraient être mesurés suivant la valeur de la perte en poisson et de ce qui en a coûté pour chauler. Les estimations des valeurs des dommages ne devraient pas être utilisées dans les analyses coûts-avantages si aucun dommage n'est causé en raison de l'application de mesures préventives. Dans de tels cas, ce sont les dépenses liées à l'application de ces mesures qui devraient être considérées dans les analyses coûts-avantages. De façon à estimer précisément les impacts d'une réduction ou d'une augmentation des dépôts acides, nous avons besoin d'en connaître les impacts autant sur l'environnement que sur le comportement humain résultant. Ce sont les changements observés dans le comportement humain (ou dans la perception) qui sont évalués et non les changements observés dans l'environnement.

10.3.2 Les efforts d'évaluation des bénéfices sur des paramètres déterminés

Dans les sections suivantes nous examinons le travail qui a été mené sur l'évaluation des paramètres suivants: la corrosion des matériaux, l'agriculture, l'industrie du bois, la visibilité, les ressources non marchandes de l'environnement et la santé. Nous passons en revue pour chacun de ces paramètres les travaux récents et ceux en cours en relation avec les dommages causés par les dépôts acides au Canada.

10.3.2.1 La corrosion des matériaux

Beaucoup de recherches ont été effectuées aux plans scientifique et économique sur les effets des dépôts acides sur les constructions et sur la corrosion des matériaux. On croit généralement que l'accélération de la vitesse de corrosion des matériaux constituant des revêtements muraux, des couvertures, des ponts et des lignes de transport d'énergie attribuable aux dépôts acides accélère la fréquence à laquelle ces matériaux doivent être réparés ou remplacés. L'aspect scientifique de ce phénomène a été considérablement étudié. Les recherches touchant les aspects économiques portent sur les coûts de réparation et si, en fait, la fréquence des réparations est totalement, partiellement ou pas du tout reliée à l'accélération observée dans la vitesse de corrosion. Jusqu'à tout récemment encore, la plupart des recherches menées à cet effet provenaient de l'extérieur du Canada.

Les économistes européens ont été parmi les premiers à analyser les coûts-avantages sur les dépôts acides et la corrosion (par ex., le projet ExternE; rapport de l'analyse coûts-avantages de AEA Technology dans le cadre du Protocole relatif à la réduction de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique en Europe

(Holland et al., 1999). Ces connaissances ont servi de base à la réalisation des analyses coûts-avantages sur les dépôts acides et sur la corrosion dans le contexte canadien.

On doit tenir compte de cinq paramètres pour déterminer les implications économiques des constructions corrodées par les dépôts acides: 1) l'intensité de la pollution ambiante par région, 2) les FDR de la corrosion pour différents matériaux, 3) des scénarios de réparation/remplacement, 4) l'inventaire du type de matériau et de son usage par région et 5) les coûts de réparation/remplacement.

La série de FDR la plus exhaustive vient du Programme coopératif international (PCI) sur l'étude des matériaux de la Commission économique pour l'Europe des Nations Unies (CEE-ONU; Suède, Institut de la corrosion, en ligne). Cette étude a permis de collecter des données dans 39 stations d'observations sur une période de huit ans (de 1987 à 1995).

Les travaux récents d'Environnement Canada ont permis de réaliser d'importants progrès dans l'évaluation des dommages causés par les dépôts acides sur les constructions et les matériaux. Les fonctions doses-réponses du PCI y ont été utilisées pour le Canada. Les travaux de Jean-Jacques Hechler ont appuyé l'utilisation de ces fonctions qui servent à prévoir les vitesses de corrosion avec précision au Canada. Il a réalisé ces travaux avec la collaboration de scientifiques du Service météorologique du Canada (SMC). L'évaluation économique des dommages au Canada comprend la détermination des matériaux à risque, leurs coûts et des procédures de remplacement standard.

LECG Economics (2003) ont réalisé un inventaire des matériaux susceptibles d'être endommagés par les dépôts acides au Canada, par district de recensement et par type d'usage. Le SMC est en train de finaliser des cartes de localisation de corrosion sur le territoire canadien. La Direction de l'économie environnementale (DEE) d'Environnement Canada coordonne actuellement un projet pour déterminer ce qu'il en coûte pour réparer et remplacer les matériaux corrodés par les dépôts acides, et quand et pourquoi ils le seront. On détiendra ainsi pour le Canada l'information nécessaire pour y estimer la majorité des dommages causés par la corrosion engendrée par les dépôts acides.

Peu d'estimations ont été réalisées au Canada sur les dommages causés par les dépôts acides aux constructions et monuments de valeur culturelle ou historique, de même qu'aux travaux d'art extérieurs. Et ce, en dépit de la perception

du public, qui attribue aux dépôts acides l'une des principales causes de perte de monuments du patrimoine culturel. Cependant, l'information sur la valeur monétaire de ce patrimoine fait défaut. « Parmi les dommages causés aux matériaux par la pollution, le public s'inquiète surtout des dommages causés aux monuments historiques. On peut supposer qu'il y aura plus de dommages causés aux nouvelles constructions qu'aux plus vieilles, car les premières figurent en plus grand nombre. Cependant, en l'absence de données sur la façon dont les dommages sur les monuments historiques sont évalués, l'importance relative des dommages faits à ces deux types de constructions demeure un objet de spéculation. » (AEA Technology, 1999).

Santé Canada et Environnement Canada ont mis au point un logiciel de modélisation, le Modèle d'évaluation de la qualité de l'air (MEQA), dans le but d'évaluer les effets de la pollution atmosphérique. Mais l'estimation de la corrosion que la composante environnementale (MEQA-E) du modèle en donne est très grossière. Ces organismes se sont appuyés sur des études américaines réalisées par Mathtech Inc. (Horst et al., 1986) pour estimer, avec la composante MEQA-E du modèle, la valeur centrale monétaire des matériaux endommagés par le SO₂, qui est de 2,50 \$ par ménage par µg/m³ par année (Chestnut et al., 1999). Cette valeur est basée sur des données américaines. De plus, les FDR et la gamme des matériaux considérés par MEQA-E sont aussi très limitées si on les compare à l'étude du PCI.

Ces travaux récents en économie ont permis d'accroître notre compréhension de l'action corrosive des dépôts acides qui affecte les constructions et monuments de valeur culturelle ou historique, de même que sur les travaux d'art extérieurs, même si des lacunes demeurent dans nos connaissances sur la valeur perdue.

10.3.2.2 L'agriculture

L'évaluation économique des impacts des dépôts acides sur l'agriculture requiert que la relation soit bien établie entre les dépôts acides et les changements observés dans la production et la qualité des cultures. Le principal obstacle à l'évaluation des impacts réside dans le manque de consensus au sein de la communauté scientifique sur l'interprétation à donner de la relation entre les dépôts acides et la croissance des cultures, qui est exprimée dans la relation dose-réponse. Si la communauté s'accorde à dire que les dépôts acides n'exercent que peu d'impacts sur les cultures, l'accord n'est pas total sur la nature des impacts qu'elles produisent sur ces dernières: positive, négative ou négligeable.

Certains scientifiques ont permis de supposer que les dépôts acides, par leur apport en dépôts azotés, pouvaient agir comme fertilisant sur les cultures, créant ainsi un impact positif sur elles (Holland et al., 1999). Dans le RU, « on a démontré que de grandes concentrations de SO₂ mesurées dans l'air endommageaient directement les cultures. Cependant, les concentrations de SO₂ qui y sont actuellement mesurées laissent croire que l'impact sur les cultures est vraisemblablement très faible, voire bénéfique. » (DETR, 1999). Par ailleurs, d'autres résultats de recherche ont montré que les dépôts acides avaient causé des impacts négatifs directs et indirects sur les cultures (Velikova et al., 2000). Bien que les résultats de recherche montrent des impacts de nature contradictoire sur les cultures, la communauté scientifique reconnaît que les impacts des dépôts acides sur l'agriculture sont très faibles comparativement aux impacts causés sur elles par d'autres polluants.

Les effets négatifs des dépôts acides ont été tenus en considération dans certaines études économiques portant sur la production des cultures. Puisque la valeur de l'agriculture est principalement exprimée en valeur marchande, la valeur des impacts des dépôts acides sur cette activité devrait être entièrement exprimée par les changements des surplus des producteurs et des consommateurs. L'évaluation économique des impacts des dépôts acides a été estimée à l'aide de l'étude des surplus des producteurs plutôt que par l'étude des surplus des consommateurs, étant donné les difficultés associées à cette dernière. Au Canada, le modèle de Victor et Burell (V & B) a permis d'estimer, au début des années 1980, les effets des dépôts acides sur les cultures dans le sud de l'Ontario. Ce modèle permet de considérer les pertes des cultures et les coûts associés à la prévention, et non les effets du surplus des consommateurs exprimés dans les variations de prix. En Europe, le modèle Externe est aussi utilisé dans l'évaluation des dommages aux cultures provenant des dépôts acides, mais les coûts associés à la prévention ne sont pas tenus en considération. D'autres modèles comme le RAINS (Regional Air Pollution Information and Simulation) ont aussi pour but de quantifier les dommages que causent les dépôts acides aux cultures. On ne saurait généraliser les résultats d'évaluation de la valeur de l'agriculture pratiquée en Europe à la valeur de l'agriculture canadienne parce qu'elles présentent trop de différences. Les approches utilisées dans la mise au point de ces modèles, en plus du modèle V & B, pourraient être appliquées au Canada lorsque la communauté scientifique aura établi des FSR plus robustes.

Kulshreshtha et al. ont réalisé un inventaire des cultures produites au Canada et en ont déterminé la valeur marchande (Kulshreshtha et al., 2003). Les auteurs de cet inventaire et l'usage du modèle MEQA-E ont permis d'évaluer les dommages que l'ozone cause aux cultures. Cette même approche pourrait

être appliquée à l'évaluation des dommages que les dépôts acides leur causent, une fois que les FDR seront établies. Les FDR constituent en effet l'information principale qu'il manque pour procéder aux évaluations de ces problèmes de pollution. Cela représente une piste de recherche.

10.3.2.3 L'industrie du bois

Déterminer les dommages causés aux arbres du Canada par les dépôts acides apparaît un exercice compliqué. Cela requiert entre autres que les relations doses-réponses soient mieux connues. Il est connu que les dépôts acides endommagent les feuilles des arbres et affectent les concentrations des éléments nutritifs du sol requis pour leur croissance. Cependant, on n'a pas encore clairement établi les relations doses-réponses relatives à ces phénomènes. Une fois que les effets des dépôts acides sur les arbres seront mieux connus, les relations entre les dépôts acides, la santé des arbres et la qualité et la quantité de matière ligneuse pourront être établies.

Victor et Burell (1982; V & B) ont été les premiers dans le début des années 1980 à travailler sur l'établissement des fonctions expositions-réponses (FE/R) en territoire canadien. V & B ont étudié l'effet des dépôts acides dans le sud de l'Ontario sur une gamme de paramètres, matière ligneuse comprise. Les auteurs de la majorité des études réalisées jusqu'à tout récemment sur ce sujet ont suivi l'approche de V & B et utilisé les mêmes FE/R. Par exemple, le projet Externe de l'UE emploie les FE/R de V & B. Jusqu'en l'an 2000, « aucune FE/R nouvelle ou améliorée n'a été mise au point depuis celles élaborées pour les analyses des politiques du début des années 1980. » (DSS, 2000).

Plus récemment, un certain nombre de projets ont été mis en branle au Canada et ailleurs dans le but d'accroître les connaissances scientifiques sur les relations entre les dépôts acides, la croissance et la santé des arbres. Pour sa part, le D^r Paul Arp (2004) de l'University of New Brunswick tente d'établir la relation fonctionnelle entre le dépassement des charges critiques en dépôts acides, la disponibilité des éléments nutritifs et la croissance des arbres. Toutefois, utiliser l'approche des charges critiques dans l'élaboration de politiques ne fait pas l'unanimité dans la communauté économique (Krupnick, 2004). Cependant, parce que peu de FDR ont été établies, les connaissances apportées par le travail du D^r Arp sur l'impact des dépôts acides sur les forêts pourraient contribuer à faire avancer considérablement le travail qui porte sur l'évaluation de cet impact.

Quantité de recherches sur l'évaluation des aspects économiques concernant les dépôts acides ont été réalisées au Canada et aux É.-U., compte tenu de l'apport important de l'industrie forestière à l'économie canadienne. En 2003, le secteur forestier au Canada a compté pour environ 3% du PIB.

La valeur des exportations de produits forestiers était de 39,6 milliards \$ et la balance commerciale de 29,7 milliards \$. Les produits forestiers constituaient environ 12% des exportations canadiennes, comptant pour environ la moitié de la balance commerciale positive du Canada (RNCan, 2004)). En Europe, où la foresterie constitue un plus petit secteur de l'économie, les effets des dépôts acides sur l'industrie forestière sont négligeables comparativement aux effets produits sur la santé et l'agriculture (Holland et al., 1999). En Europe, on recherche plutôt les impacts que causent les dépôts acides sur les activités récréatives en forêt et sur la qualité visuelle des paysages forestiers.

Au Canada, les méthodes d'évaluation économique des impacts des dépôts acides sur les forêts ont récemment été améliorées. Le travail d'évaluation forestière réalisé par V & B est dépassé et certains postulats du modèle ne sont plus valides. Par exemple, l'un des postulats qui avaient été avancés était que si les forêts subissaient des dommages, les compagnies devaient s'éloigner pour obtenir plus de bois. Ce postulat n'est plus valable aujourd'hui car les firmes récoltent actuellement la quantité allouée, voire plus (Vertinsky et al., 2003). Dans les évaluations actuelles, les pratiques d'opération adoptées par les compagnies forestières canadiennes sont considérées avec plus d'acuité. À partir du modèle d'entrées-sorties de Statistique Canada, Vertinsky et al. (2003) ont évalué les impacts économiques dans le secteur forestier apportés par le changement de possibilité annuelle attribuable au changement des conditions de la qualité de l'air. D'après ce modèle, on estime que pour chaque accroissement de 1% de la possibilité annuelle de coupe dans l'est du Canada, la valeur des exportations des produits du bois d'œuvre s'accroîtrait d'environ 335 millions \$. Le modèle donne les résultats par produit, tel que les pâtes et papiers, les billots, les panneaux de particules et les autres matériaux. Vertinsky et Nelson (2003) ont mis au point un modèle similaire s'appliquant à l'Ouest canadien.

Il existe cependant des limitations au modèle de Vertinsky. Certains postulats sont discutables. Par exemple, dans l'un d'eux, Vertinsky suppose que le surplus estimé de matière ligneuse est entièrement exporté aux É.-U. sans que son prix n'ait changé. En supposant que le surplus de bois est exporté et que les prix demeurent constants, il n'y a aucun effet produit sur les surplus des consommateurs canadiens. Comme les produits agricoles, la matière ligneuse est une marchandise commercialisable; la valeur des impacts des dépôts acides devrait donc être mesurée par le changement des surplus des producteurs et des consommateurs. Il est aussi important de noter que les changements qui surviennent dans l'activité économique de l'industrie du bois ne suivent pas

nécessairement les changements qui se produisent en sécurité sociale. Les surplus potentiels des consommateurs ne sont pas considérés dans l'activité économique forestière, pas plus que les surplus des producteurs (les profits des firmes) ne sont prévus. Néanmoins, la mise au point de ce modèle représente une étape valable dans l'analyse des impacts des dépôts acides; il servira de base aux prochains travaux d'évaluation forestière au Canada.

L'évaluation économique des avantages et dommages créés à la matière ligneuse par les dépôts acides est limitée par notre incapacité d'établir les liens entre les dépôts acides la croissance et la santé des forêts et par notre incompréhension des liens existant entre la croissance des forêts et les valeurs sociales. Cependant, les travaux entrepris par le D^r Arp et par d'autres ajoutent à nos connaissances scientifiques dans le domaine tandis que l'apport des travaux de Vertinsky et autres est en train de faire avancer rapidement nos connaissances sur la valeur du changement de la croissance des arbres pour l'économie canadienne.

10.3.2.4 La visibilité

Le changement de la visibilité est l'un des effets les plus perceptibles des dépôts acides. Le smog et la brume sèche qui en résultent sont facilement observables par les gens. Le smog est considéré un problème sérieux par un grand nombre de Canadiens, particulièrement dans les grandes villes. L'analyse économique montre que les bénéfices obtenus par le contrôle de la pollution « visible » peuvent être considérables (Chestnut et al., 1999).

Pour évaluer les impacts économiques des changements dans la qualité de la visibilité, on doit établir la relation scientifique entre la visibilité et les dépôts acides. Certaines études, en particulier celles menées aux É.-U., ont permis d'établir une relation quantitative entre la pollution atmosphérique et la visibilité. Cependant, les mesures utilisées dans les études de visibilité ont été l'objet de controverses parce que la visibilité est en elle-même difficile à quantifier. On y a utilisé, pour quantifier le degré de visibilité, des mesures comme le nombre de jours de « bonne » visibilité, la portée visuelle moyenne ou une mesure appelée « deciview ».

La valeur économique de la visibilité dépend largement de la qualité de la vue dont les gens peuvent jouir à la maison, au travail et dans les aires de récréation. Une autre indication de la valeur donnée à cette caractéristique de l'atmosphère provient du fait que bien des gens associent clarté de l'atmosphère et qualité générale de l'air. Ils perçoivent un air qui est clair comme étant de l'air pur. Par ailleurs, les gens qui valorisent la santé physique valorisent aussi l'amélioration de

la clarté de l'air. Bonne visibilité et bénéfice perçu sur la santé physique représentent une relation qui pose un défi à déterminer. Il peut devenir difficile de dissocier la valeur que les gens accordent à la visibilité pour elle-même de la valeur qu'ils accordent aux bénéfices perçus sur la santé.

La première cause de mauvaise visibilité est la présence de matières particulaires (MP) dans l'air. C'est pourquoi les travaux d'évaluation sur la visibilité ont davantage porté sur elles que sur les dépôts acides. Ces travaux pourront être appliqués aux dépôts acides une fois que les FDR seront établies entre les dépôts acides et la visibilité. Les relations scientifiques entre les dépôts acides, les MP et la visibilité sont discutées ailleurs dans ce rapport.

Attribuer une valeur monétaire à la visibilité représente un défi, car sa valeur relève davantage d'une perception qu'elle exprime une valeur marchande. La manière d'évaluer la visibilité doit être basée sur des approches telles que l'approche par les préférences révélées et celle par les préférences déclarées. Bien qu'il soit parfois possible d'estimer la valeur de la visibilité sur la base de l'observation du marché (préférences révélées), en particulier du tourisme, les approches par les préférences déclarées permettent de mieux rendre compte de l'étendue des valeurs qui lui sont associées. Ainsi, les plus récentes études à cet effet ont été réalisées avec l'approche par préférences déclarées, en l'occurrence l'évaluation contingente (EC) et le choix contingent (CC). Cependant, elles ont fait l'objet de controverses à cause du fait que les mesures de visibilité avaient été mal définies ou qu'elles ne pouvaient représenter sa variabilité naturelle (par ex., durant les jours pluvieux ou neigeux). Malgré ces controverses, et en l'absence de « marché » de la visibilité, les évaluations par préférences déclarées sont souvent perçues comme étant les meilleures pour l'évaluation des changements dans la qualité de la visibilité.

Avant l'an 2000, la plupart des travaux d'évaluation de la qualité de la visibilité au Canada étaient basés sur les résultats et inventaires qui ont été réalisés aux É.-U. (DSS, 2000). En 1999, l'EPA américaine a révélé les résultats d'une étude qui visait à évaluer, en termes de dollars, les bénéfices apportés par l'application de la *Clean Air Act* des É.-U. de 1990 (EPA, 1999). D'après cette étude, les bénéfices réalisés grâce à l'application de cette loi varient de 40 à 137 \$US par ménage. Cette variation dépend du lieu d'application, les valeurs représentant les zones résidentielles étant plus élevées que celles représentant les zones de récréation. Notons que le Conseil consultatif scientifique, qui a surveillé l'analyse coûts-avantages de l'U.S. EPA, a décidé de ne pas inclure ces valeurs chiffrées sur la visibilité dans l'évaluation officielle car il s'est questionné sur leur validité. Néanmoins, les approches et méthodes employées

dans ces études récentes des É.-U. trouvent leur utilité chez les chercheurs canadiens et chez les responsables de l'élaboration des politiques, même s'ils ne peuvent étendre la portée des résultats au territoire canadien.

Pour ce qui est de l'évaluation de la visibilité au Canada, c'est la composante environnementale du Modèle d'évaluation de la qualité de l'air (MEQA-E) qui est utilisée. Cette composante est dotée d'une fonction d'évaluation logarithmique qui est similaire à celle de l'U.S. EPA. Cependant, la disponibilité de données canadiennes pour appuyer ce type d'analyse est extrêmement réduite. Jusqu'à maintenant, les études de visibilité sur lesquelles s'appuyaient les chercheurs qui utilisent le modèle MEQA-E provenaient toutes des É.-U. Le modèle MEQA-E calcule que pour une zone de visibilité typique, améliorer la visibilité de 5% (portée visuelle) vaut 10 \$ par ménage par année (Chestnut et al., 1999). Ces estimations doivent être considérées grossières, compte tenu de leur ancienneté et de la source non canadienne des données.

Récemment, plus de recherches ont été effectuées en évaluation de la visibilité au Canada. On peut citer en particulier l'étude CC de Haider et al. (2002), qui portait sur l'estimation de la valeur économique de l'amélioration, en été, de la visibilité dans les basses terres de la Colombie-Britannique. Les auteurs ont isolé avec le modèle les composantes sanitaires et extra-sanitaires de l'évaluation des répondants. Les bénéfices sociaux d'une amélioration de la portée visuelle de 5 et 20% valaient respectivement 29,38 \$ et 48,55 \$ par ménage par année (Haider et al. 2002). Ces chiffres figurent parmi les plus faibles par rapport à ceux rapportés dans les plus récentes études américaines sur la visibilité. Haider et al. expliquent leurs résultats par la présence de plus de clarté dans les basses terres de la C.-B. par rapport à la clarté qui caractérise l'atmosphère de plusieurs villes américaines. Les recherches se poursuivent actuellement; on tente de généraliser les résultats de l'étude d'Haider et al. à d'autres régions du Canada.

10.3.2.5 Les biens et services d'environnement non marchands

Dans cette section, l'accent est mis sur les biens et services d'environnement qui ne peuvent s'acheter ou se vendre sur le marché de manière directe. Ces biens et services réfèrent à l'état des ressources de l'environnement comme la diversité biologique, la santé des écosystèmes, la santé des plantes, l'abondance de la faune sauvage, l'érosion du sol et à l'état des fonctions de la nature. Pour plusieurs de ces ressources, la relation dose-réponse avec les dépôts acides n'a pas été entièrement mise en évidence, de sorte qu'il devient difficile d'en tirer une analyse valable aux fins d'élaboration de politiques.

La valeur économique de ces ressources non marchandes dépend des relations que nous entretenons avec chacune d'elles (figure 10.2). Leur valeur économique reflète la valeur que nous, les humains, leur accordons. C'est pourquoi il est si crucial d'établir les liens entre nous et les effets que nous produisons sur les ressources de l'environnement pour en estimer la valeur.

Même quand ces effets sont relativement bien établis, il demeure complexe de donner une valeur à une ressource car ce n'est pas une marchandise. Par conséquent, on doit baser la valeur des biens et services que les ressources procurent sur les approches par les préférences révélées ou par les préférences déclarées. Il semble que les Canadiens portent une valeur considérable à la biodiversité, à la survie des espèces et à la valeur récréative des espaces naturels. S'il y a beaucoup à dire sur cette valeur portée aux ressources sur le plan qualitatif, il en va tout autre pour ce qui est de la mesurer de manière quantitative. Trop de lacunes demeurent dans les connaissances qu'il nous faut pour tirer des évaluations quantitatives valables de la plupart des ressources non marchandes de l'environnement.

La valeur générale que les gens accordent aux ressources environnementales est donnée par l'usage que chacun en fait (valeur d'usage) et par la valeur que chacun leur accorde indépendamment de l'usage qu'il en fait (valeur de non-usage ou valeur d'usage passif). La valeur d'usage est plus facile à évaluer que la valeur de non-usage parce qu'elle se reflète vraisemblablement dans la dépense de consommation qui lui est reliée. Bien entendu, les biens et services d'environnement ne sont pas à proprement parler achetés ou vendus; ce sont les transactions les concernant qui s'effectuent sur eux qui donnent la mesure de leur valeur économique. Grâce aux techniques d'évaluation, comme la méthode de coût du trajet, les économistes peuvent estimer la valeur des ressources de l'environnement sur la base des dépenses que leur consommation entraîne.

Selon une enquête canadienne sur la nature, qui date de 1996, les Canadiens dépensent plus de 7,2 milliards \$ pour des activités extérieures passées dans les espaces naturels canadiens (Groupe de travail fédéral-provincial-territorial sur l'importance de la nature pour les Canadiens, 2000). Ce montant ne comprend pas les dépenses reliées à l'observation de la faune (par ex. l'observation d'oiseaux), à la pêche ou à la chasse, qui totalisent un montant additionnel de 4 milliards \$. Ces dépenses ne concernent pas directement l'achat du bien ou du service d'environnement lui-même, mais les dépenses qui sont reliées à l'achat de produits et de services qui servent à l'apprécier, comme des jumelles, des billets d'avion, de

l'hébergement en hôtel, de l'équipement de camping, de la location de canots, etc.

Les dépenses reliées aux activités passées en nature contribuent de façon importante à l'économie canadienne dans son ensemble. En 2000, ces activités ont généré 12,1 milliards \$ du PIB canadien (plus de 1% du PIB total), 5,9 milliards \$ en revenu personnel et 5,4 milliards \$ en revenu gouvernemental (Groupe de travail fédéral-provincial-territorial sur l'importance de la nature pour les Canadiens, 2000).

Nous devons garder à l'esprit que la considération des dépenses seules a pour effet de sous-estimer la valeur totale que représente l'usage d'une ressource. La valeur d'usage représente le montant qu'un individu serait prêt à payer pour en faire usage plutôt que ce qui lui en coûte présentement pour le faire. Les dépenses générées pour visiter un parc national, par exemple, comprennent aussi les frais d'admission, de nourriture et de déplacement (essence). Cependant, la valeur d'usage du parc est vraisemblablement plus élevée. En 1993, les usagers des parcs de la Colombie-Britannique y ont passé un total de 19,7 millions de jours-personnes; les bénéfices qu'ils en ont tirés ont été évalués à 30,90 \$ par personne par jour (Stanley, 1997). Dans l'enquête sur la nature, les Canadiens ont indiqué qu'ils étaient prêts à déboursier un montant de 2 milliards \$ de plus que ce qu'ils dépensaient actuellement pour continuer de fréquenter l'environnement naturel tel qu'il se présente dans ses conditions actuelles (Groupe de travail fédéral-provincial-territorial sur l'importance de la nature pour les Canadiens, 2000).

En plus des dépenses réelles accordées aux activités en nature et celles que les usagers sont prêts à déboursier pour elles, il faut considérer les coûts dits de renonciation dans l'évaluation de ce que vaut l'environnement naturel. En 1996, les Canadiens se sont adonnés à des activités en nature pour un nombre équivalant à 1,5 milliards de jours-personnes (Groupe de travail fédéral-provincial-territorial sur l'importance de la nature pour les Canadiens, 2000). Ces personnes auraient pu passer ce temps à d'autres loisirs, à d'autres types de vacances ou à travailler. Une partie du coût attribué au plaisir passé en nature est justement donnée par ce temps non passé à pratiquer d'autres activités. Ce coût de renonciation ajoute à la valeur d'usage que les gens accordent à l'environnement naturel. Les méthodes d'évaluation du coût du trajet permettent de mesurer la valeur d'usage autant sur la base des dépenses de voyage que sur le coût de renonciation, plutôt que sur la base du coût financier direct seul.

Les statistiques ci-dessus livrent des indications sur les valeurs que les gens attachent aux ressources de l'environnement et non des indications sur les changements susceptibles d'affecter ces valeurs en raison des changements qui surviendraient dans l'état des ressources à cause des dépôts acides. Comme il a été spécifié dans la section 10.3.1.2, l'analyse des coûts-avantages requiert la valeur donnée par les changements marginaux d'une ressource plutôt que sa valeur totale. Les statistiques ci-dessus indiquent peu sur les changements potentiels qu'une valeur peut prendre en raison de l'amélioration ou de la détérioration de l'état d'une ressource. Néanmoins, elles fournissent quelque information sur les types et l'importance des valeurs d'usage que les gens accordent à certains attraits de l'environnement.

D'importantes valeurs non marchandes sont rattachées aux ressources naturelles en eau du Canada. Quelques estimations existent à ce sujet. Le projet intitulé « Monitoring de la valeur d'un capital naturel: l'eau » (Gardner Pinfold Consulting et al., 2002), échafaudé par Environnement Canada et Statistique Canada, a pour but d'élaborer une méthode d'évaluation de cette ressource et de mettre en place un cadre national de compte de ressource pour l'eau. Grâce à ce projet, on veut relever le défi de rattacher les usages humains en eau à une valeur monétaire. Bien que dans le rapport la question du changement de valeur de l'eau attribuable aux dépôts acides ne soit pas clairement abordée, il fournit néanmoins un cadre d'information utile pour l'analyse des avantages non marchands d'impacts divers sur l'environnement. Dans le futur, un cadre similaire pourrait être fixé pour la réalisation d'inventaire forestier destiné à déterminer la valeur que l'on donne à nos forêts et la mettre en lien avec la valeur des dommages que les dépôts acides et autres polluants leur causent.

En général, nous possédons très peu d'information sur les changements dans la valeur des biens et services d'environnement non marchands qui suivent les changements dans l'environnement. Par exemple, nous savons que l'observation d'oiseaux représente une très grande industrie et que les gens y dépensent des montants considérables en jumelles et en voyages en forêt. Cependant, nous ne savons pas de combien leurs dépenses seraient réduites si, par exemple, le grand héron disparaissait.

La pêche récréative est l'un des domaines où il est possible d'évaluer quantitativement le lien entre les dépôts acides et ses effets sur l'environnement. L'acidification des lacs et des

rivières dans l'est du Canada est bien documentée; des modèles atmosphériques peuvent lier les quantités de dépôts acides au degré d'acidification des lacs. Grâce à des modèles sur la faune sauvage, on peut déterminer la probabilité de trouver dans un lac, selon son acidité, le type de poisson et la quantité. On peut alors calculer la probabilité qu'a un certain type de poisson d'être pris par un pêcheur.

À partir d'enquêtes sur les pêcheurs aux É.-U. et d'observations sur leurs habitudes de dépenses, les économistes ont pu savoir quelles valeurs les pêcheurs étaient prêts à accorder à l'augmentation ou à la diminution de probabilités de prises. On a pu utiliser cette information dans les modèles comme le MEQA-E pour évaluer les bénéfices des réductions des dépôts acides. À partir d'études différentes, incluant celle de Talhelm et al. (1987) en Ontario et au Québec et celle d'Englin et al. (1991) dans le nord-est des É.-U., on a estimé avec le modèle MEQA-E qu'un changement de 1% des dépôts acides valait entre 0.003 à 0.07 \$ pour les pêcheurs, la valeur moyenne prévue étant de 0.03 \$ (Chestnut et al., 1999). Ces valeurs peuvent sembler faibles, étant donné qu'en 1996 les dépenses moyennes de ceux qui participaient à cette activité étaient de 27 \$ par jour (40 \$ par jour pour ceux dont l'intention principale était de pêcher) (Groupe de travail fédéral-provincial-territorial sur l'importance de la nature pour les Canadiens, 2000). La relation entre les quantités de dépôts acides et la volonté de payer des pêcheurs pour éviter les impacts qu'ils créent peut être non linéaire ou non contiguë. Ces études mettent en lumière le besoin de poursuivre le travail afin de préciser la relation entre la qualité de l'habitat du poisson, la disponibilité de ce dernier et la valeur qu'en donnent les pêcheurs.

À l'exception de la pêche récréative, les économistes comprennent encore peu comment évolue la valeur d'usage que les Canadiens accordent aux écosystèmes non marchands en fonction des changements que ces derniers subissent suivant une quantité de dépôts acides donnée. Puisque « 61% des territoires forestiers de l'inventaire des terres du Canada ayant un haut potentiel récréatif sont exposés et sensibles aux effets de l'acidification » (Smith, 1995), il est possible que les dépôts acides puissent contribuer considérablement à faire réduire la valeur d'usage que les Canadiens accordent à ces espaces naturels. Il est peu probable que l'on puisse facilement éviter les impacts des dépôts acides en substituant un lieu de récréation à un autre, parce que les dépôts acides présentent peu de variations à l'échelle régionale. D'autres recherches sont donc nécessaires pour évaluer la valeur de la relation existant entre les effets des dépôts acides manifestés



dans l'environnement et les activités humaines. La valeur de non-usage ou valeur d'usage passif, que les Canadiens accordent aux paramètres non marchands de l'environnement, est même moins bien quantifiée que la valeur d'usage. Nous savons pourtant qu'elle existe et qu'elle est considérable. Les Canadiens manifestent couramment leur intérêt pour la protection et la préservation des ressources de l'environnement avec lesquelles ils ne sont pas en contact et dont ils ne tirent pas de bénéfices directs. Par exemple, les Canadiens ont considérablement appuyé la protection des troupeaux de caribous du Canada et des espaces naturels boréaux contre l'exploration pétrolière nuisible, bien que la plupart d'entre eux ne mangent pas de viande de caribou ou ne voyagent pas dans les territoires du nord pour les observer. Leur désir de protéger ces animaux et leur environnement doit être motivé par le désir de les préserver pour les habitants de ces régions (consommation vicariante), pour les générations futures (valeur de transmission) ou simplement parce qu'ils existent (valeur d'existence). Ces désirs indiquent une valeur d'usage passif qui n'est jamais tenu en considération par le marché.

Cela ne veut pas dire qu'il n'y a pas d'indicateur de marché pour les valeurs d'usage passif des consommateurs. Les Canadiens font des choix qui donnent aux économistes une indication de la valeur de non-usage qu'ils attachent aux biens et services d'environnement. Par exemple, le fait que les gens achètent du « thon respectueux des dauphins », même s'ils ne bénéficient directement pas personnellement de l'existence des dauphins, montre une volonté de payer pour quelque chose qui ne relève peu ou du moins pas directement de l'usage personnel.

De façon similaire, les dons offerts à des organismes de bienfaisance pour l'environnement livrent aussi une indication sur la valeur de non-usage. Les Canadiens font souvent des dons à des groupes environnementaux non pas parce qu'ils en tirent un bénéfice direct, mais plutôt parce qu'ils sentent que protéger les animaux ou l'environnement est la bonne chose à faire. Ce sont là des marques d'intérêt que les gens portent à la protection de l'environnement pour les générations futures, pour les gens des autres parties du monde, ou simplement pour l'environnement lui-même. Selon l'Enquête nationale sur le don, le bénévolat et la participation, les Canadiens ont donné, en 2000, 98,9 millions \$ aux organismes de bienfaisance pour l'environnement (Hall et al., 2001).

Bien qu'ils fournissent une indication de la valeur d'usage passif que les gens accordent à l'environnement, les dons faits aux organismes de bienfaisance pour l'environnement et

l'achat d'éco-produits ont pour effet de sous-estimer la valeur de non-usage que les gens attachent à l'environnement. Des recherches ont été menées pour savoir si l'octroi de dons aux organismes de bienfaisance pour l'environnement était lié à une volonté de payer pour des biens d'environnement non marchands. Cependant, il n'existe pas de modèle conçu à cette fin qui soit largement accepté, ni de méthode permettant d'évaluer la valeur économique totale basée sur l'achat d'éco-produits.

Puisque les observations du marché ne permettent pas d'établir complètement la valeur de non-usage, l'approche par les préférences déclarées a été utilisée dans la majorité des travaux d'évaluation de la valeur économique totale de certains biens et services d'environnement non marchands. La majorité d'entre eux ont été réalisés avec la méthode de l'évaluation contingente (EC); de nombreuses enquêtes EC ont été menées au cours des décennies passées pour connaître la valeur de non-usage des biens d'environnement non marchands. Par exemple, Adamowicz et al. (1998) ont utilisé deux approches, l'EC et l'expérimentation sur le choix (EC), pour mesurer les valeurs d'usage passif associées à la préservation du caribou des bois, une espèce en péril dans le centre-ouest de l'Alberta. Bien que les résultats différaient selon l'enquête ou le modèle utilisé, ils ont montré que pour faire augmenter le nombre de caribous de 400 à 600 têtes, la valeur de non-usage avait été évaluée entre 75,42 \$ et 142,82 \$ par ménage. D'autres études semblables procédant par enquête et modélisation existent pour estimer la valeur du changement de certains paramètres (par ex. une espèce en particulier, la clarté d'un lac particulier).

Les dépôts acides produisent des impacts sur de très nombreux paramètres de l'environnement. Quantifier la valeur de non-usage associée à tous ces paramètres représente le défi majeur à relever. Selon le niveau de détail recherché, il pourrait y avoir plus de paramètres à quantifier qu'il y a d'espèces végétales ou animales dans le milieu sauvage canadien. La réalisation d'enquêtes est à la fois « chronophage » et coûteuse et il n'est pas possible d'évaluer chacun des paramètres affectés par les dépôts acides. On a donc centré les efforts sur les principaux indicateurs environnementaux.

Une équipe de chercheurs de l'University of Alberta (UofA) est en train d'élaborer un modèle d'enquête qui permettra d'évaluer la volonté de payer pour l'amélioration de la santé des écosystèmes d'eau douce par la réduction des dépôts acides. Puisque les répondants ne se représenteront pas l'expression « amélioration de la santé de l'écosystème » de



manière quantitative, ce modèle aura permis de le faire pour eux, en la leur rendant plus concrète. Dans ce cas-ci, il s'agirait de l'exprimer en termes de nombre de plongeurs présents sur un lac ou par le nombre de naissances d'oiseaux. En utilisant le plongeon comme espèce « cible », il deviendra possible d'estimer la valeur de l'écosystème comme un tout, basé sur les réponses de l'enquête se rapportant au plongeon. Le plongeon est aussi une espèce clé qui est à la fois vitale pour la santé de l'écosystème et représentative de lui dans son ensemble. Ceci sera souligné dans l'enquête. Il suffit donc que les gens, pour les besoins de l'enquête, sachent que les plongeurs sont une espèce clé et non nécessairement tout des interactions biologiques précises qui ont cours dans l'écosystème.

D'autres recherches sont nécessaires sur l'évaluation de la valeur de non-usage attachée aux ressources non marchandes canadiennes si l'on veut améliorer nos connaissances des impacts globaux des dépôts acides au Canada. Le Canada représente le deuxième plus grand pays du monde et la majorité de ses terres émergées n'a pas été encore utilisée par les humains. Puisqu'elles sont pratiquement inutilisées, sa valeur dépend grandement de sa valeur de non-usage. Ces terres ont de la valeur pour deux raisons: elles supportent le plus grand écosystème canadien et, donc, fournissent indirectement des valeurs d'usage; et pour beaucoup de gens, l'existence de ces terres et de la vie qu'elles supportent a de la valeur. Ces valeurs peuvent être considérables et peuvent se traduire complètement en valeurs de non-usage. L'estimation de la perte de valeur d'usage passif associée aux effets à grande échelle produits sur l'environnement peut atteindre des milliards de dollars. Par exemple, des enquêtes EC ont estimé que les dommages causés par le déversement de pétrole de l'Exxon Valdez, en termes de perte de valeur d'usage passif, avaient atteint environ 3 milliards \$US (Carson et al., 1992). Pour que nous puissions rendre entièrement compte des dommages causés à la société par les dépôts acides, nous devons impérativement considérer non seulement les zones proches des centres urbains, mais aussi les grandes étendues peu habitées et peu utilisées au Canada, qui les endommagent tout autant.

En conclusion, nous pouvons affirmer que la valeur économique totale des biens et services d'environnement non marchands au Canada est en grande partie inconnue. Nous avons des indications sur la valeur d'usage de quelques-uns de ces biens et services, mais nous possédons très peu d'information sur les valeurs d'usage passif. Au plan scientifique, la détermination des FDR – reliant des valeurs d'acidité des pluies aux réactions mesurables des paramètres

de l'environnement – présente des lacunes. Au plan économique, les connaissances manquent aussi pour déterminer comment les valeurs d'usage évoluent suivant les changements quantitatifs et qualitatifs observés dans les paramètres de l'environnement. Nous avons aussi besoin de poursuivre la recherche sur les valeurs d'usage passif. Puisque la valeur économique totale des ressources non marchandes au Canada est potentiellement très grande, la recherche dans ce domaine se révèle essentielle pour connaître le plein bénéfice d'appliquer des mesures de réduction des dépôts acides. Le fait d'omettre la plupart des bénéfices dans l'analyse coûts-avantages laisse supposer que les analyses des politiques actuelles sous-estiment de façon importante les bénéfices donnés par le fait de réduire les dépôts acides.

10.3.2.6 Les effets sur la santé

Les effets des dépôts acides sur la santé humaine sont traités au chapitre 9. Dans cette section-ci, nous présentons les principales évaluations économiques qui ont été réalisées sur les bénéfices à tirer de la réduction des dépôts acides et tentons de les situer dans le contexte des bénéfices aussi apportés à l'environnement. Nous ne fournissons pas de détails sur l'étendue complète des effets sur la santé et de leur conversion en valeur monétaire.

Les effets des dépôts acides sur la santé figurent parmi les effets les mieux connus; ils sont aussi ceux qui ont été le plus évalués. La conservation en valeur monétaire (ou monétisation) des bénéfices réalisés sur la santé tirés de la réduction des dépôts acides et de ses précurseurs est considérable.

« On estime qu'une réduction de 50% des émissions de SO₂ dans l'est du Canada et aux États-Unis (il s'agit ici de réductions complémentaires à celles prévues dans le cadre du Programme de lutte contre les pluies acides dans l'Est du Canada et du U.S. Acid Rain Program) procurerait les avantages suivants à la population canadienne: 550 décès prématurés de moins par année; 1 520 visites de moins par année à l'urgence des hôpitaux; 210 070 moins de symptômes d'asthme par année chez les personnes qui en présentent. Les économistes estiment que la société attache à ces bénéfices un prix qui s'échelonne à peine entre moins de cinq cents millions de dollars et cinq milliards de dollars par année. »
(<http://www.ec.gc.ca/pluiesacides/acidhealth.html>)

Dans la majorité des études, la valeur des effets de la pollution sur la santé humaine l'emporte sur la valeur de tous les autres effets. En général, la valeur monétaire de l'amélioration de la santé humaine constitue entre 30 et 95% de la valeur monétaire de la réduction de la pollution (Pearce, 2001).

Les effets sur la santé tendent à être davantage évalués à cause de la valeur élevée que l'on attribue à la mortalité humaine. L'évaluation de la vie humaine prête à controverse. Les économistes et les responsables de l'élaboration des politiques ne s'entendent pas sur les chiffres qu'il faut utiliser. Le chiffre présentement utilisé dans la composante santé du modèle MEQA (MEQA-H) pour évaluer les dommages reliés au décès d'un humain est de 4,1 millions \$ (Chestnut et al., 1999). Ce chiffre correspond dans le modèle MEQA à environ 20 fois la valeur du deuxième problème de santé le plus grave et à 500 fois la valeur du troisième. D'autres modèles d'évaluation sur la pollution utilisent des chiffres similaires à ceux du MEQA-H. Comme l'a indiqué Pearce (2001), dans la majorité des exercices d'évaluation, la réduction de la mortalité découlant de la réduction de la pollution compte pour 50% ou plus des bénéfices totaux apportés à la santé humaine.

10.3.2.7 Sommaire

Au Canada et à l'étranger, les scientifiques ont travaillé à déterminer les FDR qui relient les dépôts acides à divers effets observés dans l'environnement. Les économistes ont travaillé à estimer la valeur monétaire de plusieurs de ces effets sur l'environnement. Cependant, les capacités actuelles des modèles, tels que le MEQA du Canada – qui servent à estimer les bénéfices reliés à la réduction des dépôts acides – sont limitées dans la plupart des domaines.

10.4 LES COÛTS ASSOCIÉS À LA RÉDUCTION DES DÉPÔTS ACIDES

10.4.1 La démarche d'estimation des coûts

Trois grandes approches peuvent être employées pour estimer les coûts associés à la mise en œuvre de politiques environnementales: la méthode des coûts directs, l'analyse de l'équilibre partiel et l'analyse de l'équilibre général. La méthode des coûts directs ne permet d'établir que les coûts supportés à partir d'une perspective privée et non les coûts d'autres changements dans l'économie. Pour surmonter cette limite, l'analyse de l'équilibre partielle peut être utilisée pour considérer un groupe sectoriel ou un secteur économique à la fois. Cette approche permet à l'analyste d'établir certains éléments de coûts sociaux associés à des politiques, mais ne lui permet pas de considérer les impacts qui surviennent à cause des effets d'entraînement en aval et en amont d'un secteur liés au reste de l'économie. Pour éviter les limites de ces approches, Environnement Canada a choisi l'approche de l'analyse de l'équilibre général, car elle lui permet de tenir compte du maillage dans l'économie en plus de lui fournir une complète évaluation comptable du coût.

10.4.2 Le travail d'évaluation actuel des coûts

Tel qu'il a été discuté dans la section sur les bénéfices, la majorité des travaux d'évaluation de l'amélioration de la qualité de l'air réalisés au Canada durant la dernière décennie ont porté sur les matières particulaires (MP) et l'ozone. L'établissement des standards pancanadiens (SP) pour les MP et l'ozone a motivé grandement l'évaluation des coûts et bénéfices se rapportant à leur réduction ainsi qu'aux émissions de leurs précurseurs. Ces dernières années, Environnement Canada s'est amélioré en cette matière en vue de satisfaire les SP de ces polluants. À la suite d'un rapport de 2001 réalisé par un groupe d'experts pour la Société royale du Canada (SRC), Environnement Canada a étendu son évaluation des coûts aux coûts des effets généralisés, de réalisation d'objectifs multipollution et d'application de solutions non technologiques. Au cours des trois dernières années, Environnement Canada a ainsi accru sa capacité d'évaluation des coûts afin de satisfaire aux SP concernant les MP et l'ozone. Moins d'efforts directs ont ainsi été nécessaires pour évaluer les coûts de réduction des dépôts acides.

Il y a d'importantes similarités entre l'ozone, les MP et les dépôts acides en matière d'évaluation des coûts de réduction de ces polluants. Les polluants primaires qui causent des dépôts acides – les oxydes d'azote (NO_x) et le SO_2 – contribuent aussi grandement à la formation de MP et d'ozone (Cf. chapitre 11). Bien que peu centrées sur les dépôts acides, nombre de recherches sur les coûts de réduction des émissions peuvent aussi s'appliquer aux dépôts acides. Présentement, Environnement Canada n'a pas toute la capacité voulue pour estimer tous les coûts associés à la réduction des dépôts acides; il utilise un certain nombre de modèles et d'approches pour lui en faciliter l'analyse.

À cette fin, l'un des premiers instruments d'évaluation des coûts qu'il utilise est le modèle Énergie 2020. Énergie 2020 est un système d'analyse multisectorielle qui simule le prix, l'offre et la demande des combustibles. Ce modèle traite l'information sur l'offre et la demande en énergie puis établit le lien entre les changements du marché de l'électricité et ceux du reste de l'économie (Backus et al., 1995). Le modèle peut calculer non seulement les coûts directs de réduction des dépôts acides dans le secteur de l'énergie, mais aussi les coûts indirects qui en résultent.

Le modèle Énergie 2020 est en voie d'être adapté au contexte canadien par le Canadian Energy Research Institute. Les prévisions macroéconomiques du Canada y seront incluses; les politiques sur les critères des aérocontaminants et les changements climatiques pourront y être analysées. Le

modèle aura la capacité de mettre à jour l'information sur les coûts, sur l'utilisation de l'énergie et sur les coefficients d'émission des multipolluants.

Les modèles AERCoSt, RDIS et AERdat figurent dans la liste des autres modèles utilisés pour estimer les coûts de réduction de la pollution; les rapports produits par le Fondements des analyses de la réduction des émissions de plusieurs polluants (FARÉPP) servent aussi. Le logiciel AERCoSt est utile pour gérer les bases de données nécessaires à la détermination de l'ampleur des coûts associés aux réductions d'émission proposées (REAB, 2000). Il peut fournir de l'information sur une vaste gamme de polluants atmosphériques à l'échelle nationale, provinciale, régionale et sectorielle ou de l'usine. Les sources zonales, mobiles et ponctuelles provenant de tous les secteurs au Canada sont incluses dans la base de données. Une variété de polluants est considérée par AERCoSt, dont les oxydes d'azote (NO_x) et le SO_2 .

La base de données AERdat et les rapports qui l'accompagnent fournissent une estimation des coûts de la réduction à l'échelle provinciale, nationale et sectorielle de 25, 50 et 75% des émissions des principaux contaminants atmosphériques (PCA). La base de données fournit de l'information sur 95% des émissions en provenance de 39 secteurs sources. Les coûts estimés sont destinés à refléter un ordre de grandeur et les coûts relatifs à l'application d'une large gamme de technologies de réduction d'émissions. Les estimations sont basées sur l'inventaire des coûts de la technologie pour réduire la pollution atmosphérique de l'U.S. EPA. Le modèle AERdat n'a été mis au point qu'à titre d'instrument d'analyse des SP, des MP et de l'ozone; les estimations qu'il donne doivent donc être utilisées avec prudence au cas où elles serviraient dans l'analyse des politiques canadiennes.

Les rapports du FARÉPP peuvent aussi être utilisés pour l'analyse des coûts de réduction des émissions. Ces rapports, rédigés avec la collaboration de l'industrie et d'autres groupes d'intérêts, sont destinés à informer et à supporter les initiatives de réduction d'émission dans les six secteurs d'application de la stratégie de réduction des émissions de plusieurs polluants (SRÉPP) (pâtes et papiers, bois et autres produits forestiers associés; énergie électrique; fer et acier; fusion des métaux de base; et usines à béton et à asphalte).

Environnement Canada est aussi associé à Informetrica dans la mise au point et dans l'application du modèle macroéconomique d'Informetrica, dont le but est d'évaluer

des scénarios et les répercussions d'initiatives de lutte contre la pollution atmosphérique dans plusieurs secteurs de l'industrie, incluant les secteurs visés par la SRÉPP. Le modèle Informetrica sera branché au modèle Énergie 2020 pour créer un modèle qui intégrera des données sur l'énergie, les émissions et l'économie. Ce modèle sera capable d'estimer les effets directs, indirects et induits de l'application d'une variété d'initiatives stratégiques – existantes ou proposées – contre les changements climatiques et la pollution de l'air. Les effets ciblés sont ceux exercés sur le PIB, la production brute de l'industrie, l'emploi, le revenu net des particuliers, la fiscalité interactive, et la compétitivité sectorielle.

Environnement Canada est engagé dans un processus d'amélioration d'acquisition de données sur les émissions, les économies et les coûts de réduction associés à des technologies de système variées venant des six secteurs de la SRÉPP. Les bases de données ainsi améliorées refléteront le degré d'agrégation adéquat et leur convivialité rendra plus facile l'utilisation du modèle Énergie 2020.

Par ailleurs, bien d'autres travaux ont cours sur l'élaboration et la mise au point d'instruments de modélisation variés pour estimer les coûts associés à la réduction des dépôts acides.

10.5 CONCLUSION

Actuellement, nous sommes incapables de quantifier complètement, et de les convertir en valeur monétaire, tous les coûts et bénéfices qui sont associés à la réduction des dépôts acides. Les progrès qu'il reste à accomplir en matière de modélisation des coûts et bénéfices devrait permettre d'améliorer les évaluations socio-économiques de l'application de politiques de lutte contre les dépôts acides. Le travail en cours au Canada et ailleurs, incluant celui passé en revue dans ce chapitre, indique cependant combien nous avons amélioré notre capacité d'évaluer, en termes monétaires, les nombreux avantages potentiels associés à la réduction des dépôts acides et ce qu'il en coûte de le faire.

Par ailleurs, notre capacité à quantifier et à évaluer les dommages causés à la santé humaine par les dépôts acides a considérablement évolué au cours des dernières années. Bien que la recherche en économie de l'environnement ait fait progresser nos connaissances sur les dommages causés à l'environnement, des lacunes demeurent dans nos connaissances sur la nature des impacts des dépôts acides causée et de leur valeur. En dépit du fait que des logiciels de modélisation existent actuellement (par ex. le Modèle d'évaluation de la qualité de l'air), les modèles sur les dépôts

acides ne permettent pas de considérer adéquatement les avantages de réduction qu'en tire l'environnement. En ce qui concerne l'évaluation des coûts associés aux dépôts acides, la création de modèles comme Énergie 2020 et Informetrica a fait progresser considérablement l'évaluation des coûts économiques de la réduction des SO_x et des NO_x.

Le travail en cours sur l'amélioration de la modélisation et de l'évaluation permettra aux Canadiens d'accroître leurs connaissances sur les impacts économiques des stratégies reliées aux dépôts acides. Cela contribuera à ce qu'elles soient gérées plus efficacement. Ce travail-ci nous permettra de continuer notre recherche de liens avec d'autres problèmes de l'atmosphère à l'issue de laquelle il nous sera possible de lutter plus efficacement sur de multiples fronts, comme la production d'électricité, les transports, les MP, l'ozone troposphérique et les changements climatiques.

10.6 BIBLIOGRAPHIE

- Adamowicz, W., Boxall, P., Williams, M., Louviere, J. 1998. Stated preference approaches for measuring passive use values: Choice experiments and contingent valuation. *American Journal of Agricultural Economics* 80, 64-75.
- AEA Technology. 1999. ExternE, Externalities of Energy, vol 7-10 & Methodology Annexes. European Commission, Directorate-General XII: Science, Research and Development. Luxembourg.
- Arp, P.A. 2004. Evaluating acid rain exceedance impacts on Nova Scotia forests. Non publié document interne.
- Backus, G.A., Amlin, J.S., Kleemann, S. 1995. Introduction to Energy 2020. Systematic Solutions Inc. Ohio.
- Carson, R. T., Mitchell, R.C., Hanemann, W.M., Kopp, R.J., Presser, S., Ruud, P.A. 1992. A Contingent Valuation Study of Lost Passive Use Values Resulting From the Exxon Valdez Oil Spill., Report to the Attorney General of the State of Alaska. Réimprimé par Natural Resource Damage Assessment, Inc.
- Chestnut L.G., Mills, D., Rowe, R.D. 1999. Air Quality Valuation Model, Version 3.0 (AQVM 3.0), Report 2: Methodology. Stratus Consulting Inc. Boulder CO.
- DETR (Department of the Environment, Transport, and the Regions). 1999. An Economic Analysis of the National Air Quality Strategy Objectives, An Interim Report. Department of the Environment, Transport and the Regions. London, UK. Disponible à: <http://www.defra.gov.uk/environment/airquality/naqs/ea/index.htm>
- DSS Management Consultants Inc. 2000. A State of the Art Assessment: Benefits and Costs Analysis Capabilities for Acid Rain Emissions Policies. Document interne préparé pour le Groupe de travail du CCME sur les précipitations acides.
- Englin, J.E., Cameron, T.A., Mendelsohn, R.E., Parsons, Shankle, S.A. 1991. Valuation of Damages to Recreational Trout Fishing in the Upper Northeast Due to Acidic Deposition. Préparé pour le National Acidic Precipitation Assessment Program. Batelle Pacific Northwest Laboratory. Washington DC.
- EPA (Environmental Protection Agency). 1999. The Benefits and Costs of the Clean Air Act, 1990 to 2010. EPA, Office of Air and Radiation. Pennsylvania.
- Federal-Provincial-Territorial Task Force on the Importance of Nature to Canadians. 2000. The Importance of Nature to Canadians: The Economic Significance of Nature-related Activities. Environment Canada. Ottawa.
- Gardner Pinfold Consulting, Renzetti, S., Cairns, R., Grafton, Q. 2002. Monitoring the Value of Natural Capital: Water. Gardner Pinfold Consulting Economists Limited. Ottawa.
- Haider, W., Moore, J., Knowler, D., Anderson, D. 2002. Estimating Visibility Aesthetics Damages for AQVM. Rapport non publié préparé pour l'Environmental Economics Branch, Environnement Canada. Ottawa.
- Hall, M., McKeown, L., Roberts, K. 2001. Highlights from the 2000 National Survey of Giving, Volunteering and Participation. Statistics Canada. Ottawa. Disponible à: <http://www.donetbenevolat.ca/>
- Holland, M.R., Forster, D., King, K. 1999. Cost-benefit Analysis for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone. AEA Technology. The Netherlands.
- Horst, R.L., Black, R.M., Brennan, K.M., Manuel, E.H., Tapiero, J.K., Duff, M.C. 1986. A Damage Function Assessment of Building Materials: The Impact of Acid Deposition. Mathtech Inc. Préparé pour l'US EPA. Washington D.C.
- Krupnick, A. J. 2004. Review of Chapter 10: Socio-Economic Costs and Benefits of Acid Rain Abatement. (en révision) Non publié.
- Kulshreshtha, S.N., Sobool, D., Blecher, K. 2003. Components for the Valuation of Agricultural Benefits from Reduced Ozone Concentration in Canada. University of Saskatchewan. Saskatoon.
- LECG Economics. 2003. Constructing an Inventory of Material Stocks-at-Risk from Air Pollution and Weathering in Canada. Rapport préparé pour Environnement Canada.
- MacMillan, D. 2001. Valuation of Air Pollution Effects on Ecosystems: A Scoping Study. Rapport au Department for Environment, Food and Rural Affairs. University of Aberdeen. Scotland.
- McClelland, G., Schulze, W., Waldman, D., Irwin, J., Schenk, D., Stewart, T., Deck, L., Thayer, M. 1991. Valuing Eastern Visibility: A Field Test of the Contingent Valuation (Draft). Préparé pour l'U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

- Monette, A., Colman, R. 2004. Measuring Sustainable Development, Application of the Genuine Progress Index to Nova Scotia. GPI Atlantic. Halifax.
- NRCan (Natural Resources Canada). 2004. The State of Canada's Forests 2003-2004. http://www.nrcan-rncan.gc.ca/cfs-scf/national/what-quoi/sof/sof04/index_f.html.
- Pearce, D. 2001. Energy Policy and Externalities: An Overview. Document d'atelier préparé pour l'OECD Nuclear Energy Agency. Présenté à Workshop on Energy Policy and Externalities: the Life Cycle Analysis Approach. Paris.
- REAB (Regulatory and Economic Analysis Branch), Environment Canada. 2000. PM and Ozone Canada-Wide Standards Discussion Paper Towards Developing a Socio-Economic Work Plan. Document de travail non publié, Environnement Canada.
- Royal Society of Canada (Expert Panel). 2001. Report of an Expert Panel to Review the Socio-Economic Models and Related Components Supporting the Development of Canada-Wide Standards for Particulate Matter and Ozone. Royal Society of Canada. Ottawa.
- Smith, W.G.B. 1995. The Evaluation of the Benefits of Acid Rain Abatement. Environmental Protection Service, Ébouche de rapport non publié.
- Stanley, D. 1997. Conservation of Ecological Areas: The Economic Bottom Line. Federal provincial parks council. Thunder Bay.
- Swedish Corrosion Institute, online. International Co-operative Programme on Effects on Materials, including Historic and Cultural Monuments. ICP Materials, UN ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. www.corr-institute.se/ICP-Materials/
- Talhelm, D.R., Hanna, J.E., Victor, P. 1987. Product travel cost approach: Estimating acid rain damage to sportfishing in Ontario. Transactions of the American Fisheries Society 116, 420-431.
- Tolley, G.A., Randall, A., Blomquist, G., Fabian, R., Fishelson, G., Frankel, A., Hoehn, J., Krumm, R., Mensah, E., Smith, T. 1986. Establishing and Valuing the Effects of Improved Visibility in Eastern United States. Préparé pour l'U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Trijonis, J.C., Thayer, M., Murdoch, J., Hagemann, R. 1984. Air Quality Benefits Analysis for Los Angeles and San Francisco based on Housing Values and Visibility. California Air Resources Board. Sacramento, California.
- Velikova, V., Yordanov, I., Edreva, A. 2000. Oxidative stress and some antioxidant systems in acid rain-treated bean plants. Protective role of exogenous polyamines. Plant Science 151, 59-66.
- Vertinsky, I., Nelson, H. 2003. Assessing the Economic Impact of Controlling Ozone on Forests in Western Canada. FEPA Research Inst. Vancouver.
- Vertinsky, I., Krcmar, E., Nelson, H. 2003. Assessing the Economic Impact of Controlling Acid Deposition on Forests in Eastern Canada. FEPA Research Inst. Vancouver.
- Victor & Burrell Research and Consulting, J.E. Hanna Associates Inc., Hathway Consulting Services, United Technology and Science Inc. 1982. A Methodology for Estimating the Impacts of Acid Deposition in Ontario and their Economic Value. Rapport préparé pour l'Ontario Ministry of the Environment, Toronto.



Les cobénéfices et les liens avec d'autres questions de qualité de l'air

M. Little et H.A. Morrison

11.1 MESSAGES CLÉS

- ➡ Les dépôts acides sont liés à de nombreux autres polluants parce qu'ils partagent avec eux les mêmes sources et qu'ils sont, comme eux, sous l'influence du climat, du régime météorologiques et de la chimie atmosphérique.
- ➡ Du fait de l'interrelation entre les problèmes environnementaux, des mesures de politiques qui visent l'un d'entre eux peuvent atténuer les autres ou les aggraver, selon le cas.

11.2 INTRODUCTION

Les dépôts acides se trouvent le produit final des réactions qui se produisent entre les oxydes de soufre (SO_x), les oxydes d'azote (NO_x) et l'eau présents dans l'atmosphère. En plus de participer à la formation de dépôts acides, le SO_2 et les NO_x contribuent à la création d'autres problèmes environnementaux tels que la formation des matières particulaires (MP) et l'ozone troposphérique (Seinfeld et Pandis, 1998), le changement climatique (Pentcheva, 2002), les baisses de la visibilité (McDonald et Shepherd, 2004), l'eutrophisation (Smol et Hall, 1996) et la bioaccumulation du mercure (Frost et al., 1999). L'interrelation entre ces problèmes fait que des mesures de politiques qui visent l'un ou l'autre de ces problèmes peuvent atténuer les autres ou les aggraver, selon le cas. Le présent chapitre décrit les liens qui unissent les dépôts acides et d'autres problèmes environnementaux, ainsi que les impacts que pourront avoir sur ces problèmes les mesures de réduction des émissions des SO_x et des NO_x .

11.3 MATIÈRES PARTICULAIRES

Les matières particulaires (MP) sont issues des mêmes sources d'émissions de précurseurs (SO_x et NO_x) que les dépôts acides. Les MP sont des polluants dynamiques, dont la composition varie selon la source des émissions, les voies de formation et les conditions météorologiques dominantes. Cet ensemble de polluants a une large plage granulométrique et se compose de diverses substances chimiques. Les MP

peuvent avoir une origine primaire ou secondaire. On entend par MP primaires celles qui sont émises directement dans l'air sous la forme de particules. Ces MP peuvent être « fines » (c.-à-d. $\text{MP}_{2,5}$) ou « grossières » (c.-à-d. $\text{MP}_{2,5-10}$), et se composent surtout de carbone noir, de carbone organique et de poussières de sol. Les MP secondaires sont celles qui se forment dans l'air ambiant lors de réactions de « gaz précurseurs ». Les gaz qui interviennent le plus souvent dans la formation des MP secondaires au Canada sont le dioxyde de soufre (SO_2), les oxydes d'azote (NO_x), les composés organiques volatils (COV) et l'ammoniac (NH_3) (Brook et Dann, 1999). Les $\text{MP}_{2,5}$ secondaires constituent plus de la moitié de la masse totale des $\text{MP}_{2,5}$ dans l'est du Canada, et une fraction substantielle dans le reste du pays (EC, 2001).

La figure 11.1 illustre certaines des voies qui relient les gaz précurseurs à la formation de MP secondaires. Elle montre aussi la relation entre les gaz précurseurs des MP, l'ozone troposphérique et les dépôts acides.

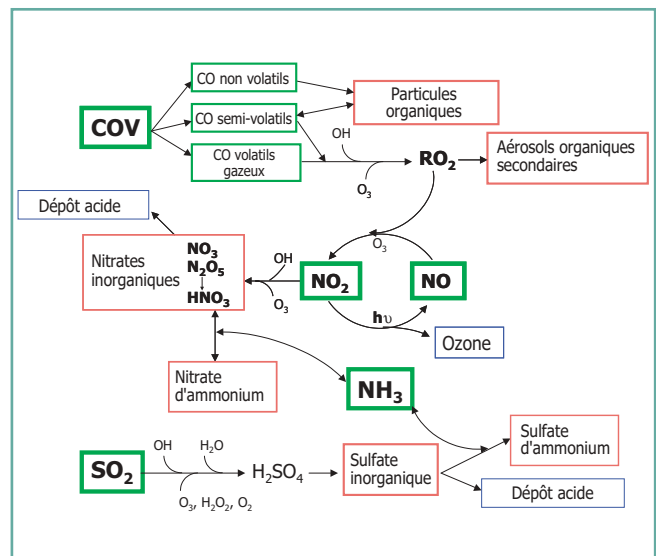


Figure 11.1. Voies courantes des réactions de formation de MP secondaires. Les cases vertes symbolisent les gaz précurseurs, les cases orange des particules ($\text{MP}_{2,5}$ ou $\text{MP}_{2,5-10}$) et les cases bleues d'autres composés en rapport avec la qualité de l'air. Reproduit avec l'autorisation d'EC, 2001.

La relation existant entre les concentrations de gaz précurseurs dans l'air ambiant et les $MP_{2,5}$ est complexe. Grâce à la baisse des émissions de SO_2 survenue dans les années 1990, les concentrations de SO_2 dans l'air ambiant et de sulfate particulaire ont diminué significativement au début et au milieu de cette décennie. Pour le SO_2 , les tendances à long terme des concentrations de $MP_{2,5}$ dans l'air ambiant, de sulfate particulaire et de SO_2 correspondent de très près, le changement de la masse de sulfate particulaire étant plus lent à de nombreux sites de l'est du Canada que celui du SO_2 (SC2-AQC, 2004). Cet état de choses donne à penser que des réductions des émissions de SO_2 entraîneront des réductions des concentrations de $MP_{2,5}$ (NARSTO, 2003).

La relation entre les concentrations de NO_x et de $MP_{2,5}$ dans l'air ambiant n'a pas encore été décrite. Par contre, celle qui existe entre le HNO_3 gazeux et le nitrate particulaire (NO_3^-) l'a été; il s'agit d'une corrélation inverse entre la présence de dioxyde de soufre et celle d'ammoniac (c.-à-d. que les concentrations de nitrate particulaire augmentent à mesure que baissent celles du HNO_3 gazeux, à cause de la conversion de HNO_3 en NO_3^-). Cette relation laisse supposer que, en général, les augmentations des concentrations ambiantes de NO_x font augmenter la probabilité que les NO_x se transforment en nitrate particulaire et, donc, fassent monter les concentrations de $MP_{2,5}$ (NARSTO, 2003).

Les différences saisonnières dans les concentrations de sulfates et de nitrates particulaires dans l'air ambiant peuvent aussi influencer sur les dépôts acides. Dans l'est du Canada, les concentrations de nitrate particulaire y sont plus élevées en hiver, et celles de sulfate particulaire significativement plus élevées en été. Les taux de précipitation sont aussi généralement plus élevés en été, ce qui peut créer des régimes saisonniers de dépôts humides, qui n'ont cependant pas encore été décrits en détail.

La relation entre les émissions de SO_2 , de NO_x et d'ammoniac (NH_3) est un élément très important pour déterminer l'impact de changements des émissions de SO_2 et de NO_x sur les concentrations des MP. Par exemple, si les émissions de SO_2 baissent, mais que celles de NH_3 (ammoniac) augmentent et celles de NO_x restent relativement constantes, il peut y avoir augmentation significative de la formation d'aérosols de nitrate d'ammonium. Cette augmentation peut alors contrebalancer les éventuelles réductions des MP découlant de la réduction des émissions de SO_2 . On voit ainsi l'importance de considérer la chimie complexe des MP quand on étudie les possibilités de réduction relatives à l'amélioration de la qualité de l'air.

11.3.1 Visibilité

Les MP font augmenter l'extinction de la lumière traversant l'atmosphère, ce qui abaisse la visibilité. Dans la plupart des régions du Canada, ce sont les composantes sulfate et nitrate des MP qui contribuent le plus aux dégradations de la visibilité (McDonald et Shepherd, 2004). L'extinction de la lumière à cause de les particules dépend de la taille et de l'humidité relative. Par temps humide, les propriétés d'extinction du sulfate dominant généralement celles d'autres composants des particules fines (par unité de masse), parce que l'ion sulfate est associé à plus d'eau (McDonald et Shepherd, 2004). Étant donné la relation entre les précurseurs des dépôts acides, les MP et la visibilité, les réductions des MP auront pour effet d'améliorer la visibilité et de réduire les dépôts acides.

11.4 OZONE TROPOSPHÉRIQUE

Les émissions de NO_x servent de précurseurs autant pour la formation de l'ozone (O_3) troposphérique que des dépôts acides. La formation de l'ozone troposphérique peut découler de diverses réactions chimiques, dont la plus courante fait intervenir des oxydes d'azote, des composés organiques volatils (p. ex. des solvants) et le rayonnement solaire (figure 11.1). En général, l'augmentation des émissions de NO_x entraîne l'accroissement des concentrations d'ozone troposphérique à l'échelle régionale; cependant, dans les zones urbaines, les taux d'ozone semblent être plus régis par les émissions de COV (autrement dit, il est plus efficace de maîtriser les émissions de COV pour réduire l'ozone que les émissions de NO_x) et, par une sorte d'effet pervers, des augmentations des émissions de NO_x mènent à des baisses de l'ozone (NARSTO, 2003). La relation non linéaire entre les concentrations de NO_x et de COV et la production d'ozone rend plus difficiles l'établissement de prévisions des effets des réductions des émissions de NO_x sur les taux d'ozone.

11.5 CHANGEMENT CLIMATIQUE

Le dioxyde de carbone (CO_2) est le gaz qui contribue le plus au changement climatique. La principale source anthropique de CO_2 est la combustion de combustibles fossiles, qui constitue aussi une importante source de SO_2 et de NO_x (voir le chapitre 2). Réduire l'utilisation de combustibles fossiles aura donc un effet positif sur les deux problèmes.

Tant les particules que l'ozone troposphérique jouent un rôle dans le changement climatique. L'ozone troposphérique, un gaz radiativement actif qui a un effet de réchauffement du

climat, est le troisième en importance en termes d'impact global sur le forçage radiatif (après le dioxyde de carbone et le méthane). On sait maintenant que, pour la plus grande partie, l'augmentation des concentrations d'ozone troposphérique contribue à réchauffer le climat aux échelles saisonnières.

Quant au soufre, son rôle dans le changement climatique est lié à la formation de MP (p. ex. de sulfate d'ammonium). C'est un rôle complexe mais qui produit, si on le simplifie, deux effets principaux. Le refroidissement direct résultant de la diffusion de la lumière l'empêchant d'atteindre la surface de la Terre est le premier effet. Le second est le refroidissement indirect lié à l'interférence produite avec les processus en jeu dans les nuages et au fait qu'il sert de noyau de condensation dans les nuages. Ce dernier processus entraîne des changements dans les propriétés microphysiques des nuages et un prolongement de leur durée de vie qui, à son tour, fait qu'une plus grande quantité de rayonnement solaire est réfléchi vers l'espace.

Le changement climatique devrait en quelque sorte influencer sur les quantités de dépôts et leur distribution. Le changement climatique devrait modifier les régimes des précipitations au cours du prochain siècle (GIEC, 2001). Il est généralement admis que les précipitations devraient augmenter à l'échelle planétaire (à cause des augmentations de l'évaporation à proximité de la surface dues à la hausse des températures). À l'échelle régionale, les changements des régimes des précipitations sont cependant beaucoup moins clairs. Certains avancent qu'il y aura des sécheresses estivales dans certaines régions et des augmentations des précipitations dans d'autres. Les changements des régimes des précipitations pourraient modifier significativement la distribution géographique et la gravité des dépôts acides; à l'échelle régionale, ces changements, et en particulier les sécheresses suivies de pluies, peuvent entraîner la libération dans les eaux de surface du soufre stocké dans les milieux humides.

Le changement climatique pourrait aussi avoir un impact sur les régimes météorologiques d'échelle synoptique (GIEC, 2001), et ces changements modifieraient le transport et la dispersion des polluants. Si le changement climatique entraîne l'augmentation de la fréquence de la circulation du sud, les taux de dépôts de sulfate et de nitrate au Canada pourraient s'élever au-dessus des taux antérieurs.

Le quatrième mécanisme qui lie les dépôts acides au changement climatique découle de la relation entre l'apparition de plus chaudes températures et les émissions

biosynthétiques de NO_x . Jusqu'ici, les effets du changement climatique sur les températures restent à l'état de spéculations; cependant, le Troisième Rapport d'évaluation du GIEC indique que, s'il n'y a pas de réduction des émissions anthropiques de gaz à effet de serre, les températures en surface pourraient monter de 5 °C à l'échelle planétaire au cours du prochain siècle (GIEC, 2001). Les émissions de NO_x des sols (processus qui fait intervenir les bactéries du sol) sont une source importante et non négligeable de NO_x , qui représentent jusqu'à 20% de la moyenne planétaire des émissions de NO_x (Yienger et Levy, 1995). Les quantités de NO_x émises par les bactéries des sols dépendent de ce que les terres elles-mêmes supportent, de l'application d'engrais, de la température et des régimes de précipitations. Dans des sols tempérés non desséchés, les émissions de NO_x augmentent avec l'élévation de la température, et ce jusqu'à environ 35°C. Le réchauffement du climat pourrait donc conduire à des changements dans la composition, l'abondance et la productivité des bactéries du sol qui, à leur tour, pourraient modifier les émissions de NO_x .

Le changement climatique devrait également modifier les régimes des précipitations. Les NO_x biosynthétiques émis par les sols sont grandement régis par l'humidité présente dans ces derniers. En outre, les émissions de NO_x des sols dépendent de la cyclicité des épisodes de précipitations. Par exemple, elles ont tendance à être maximales directement après une pluie abondante qui suit une période de sécheresse. Or, ce genre de phénomène se produira probablement plus souvent au cours du siècle à venir, et devrait faire croître la contribution des sols aux émissions globales de NO_x .

Même si on sait que le changement climatique et les dépôts acides sont liés, les effets des changements des émissions de SO_2 et de NO_x sur le climat sont encore pure spéculation. Il faudra développer davantage les modèles du climat planétaire pour bien comprendre l'influence des émissions anthropiques sur le climat.

Les cobénéfices découlant du fait de limiter les émissions de SO_2 et de NO_x dépendent des méthodes et technologies de limitation utilisées. Pour réduire les émissions, on peut soit diminuer la combustion ou l'utilisation d'une substance donnée dans la production, soit adopter des solutions relevant de la technologie ou de l'ingénierie (p. ex. conception des épurateurs). Comme la plus grande partie des émissions anthropiques de SO_2 et de NO_x vient de la combustion, des stratégies visant à les réduire entraîneraient

probablement la baisse des émissions de CO₂, ce qui, à long terme, atténuerait les tendances au réchauffement du climat. Les cobénéfices, exprimés en termes de changement climatique, et les solutions de fin de parcours pour la limitation des émissions de SO₂ et de NO_x sont beaucoup moins nets, et dépendent énormément de la technologie adoptée.

11.6 EUTROPHISATION

Les dépôts acides ont été liés à l'eutrophisation par l'entremise de deux mécanismes primaires, dont le premier fait intervenir le phosphore (P) et le second l'azote (N).

On a observé le premier mécanisme dans certains lacs mésotrophiques du centre-sud de l'Ontario (Smol et Hall, 1996). L'analyse des diatomées dans les sédiments a en effet donné à penser que les concentrations préindustrielles de P total y étaient significativement plus élevées que celles d'aujourd'hui. Une explication de cette « déséutrophisation » est que les processus en jeu dans le lac ou le bassin versant auraient fait baisser la charge en P, ou fait augmenter le taux de perte de P des lacs.

La déséutrophisation en rapport avec le phosphore concorde avec les effets observés de l'acidification du sol. Les ions phosphate deviennent moins solubles à mesure que le sol s'acidifie, à cause de la formation de phosphate d'aluminium et de phosphate de fer. Une autre explication possible de cette diminution de la libération de P des sols serait la baisse de la charge en éléments nutritifs provenant du bassin versant, en raison de la récolte de bois. Par exemple, les forêts de début de succession (soit 50-100 ans après le déboisement) peuvent mieux conserver les éléments nutritifs que les forêts matures (Smol et Hall, 1996).

Le second mécanisme qui unit les dépôts acides et l'eutrophisation fait intervenir les cycles de l'azote (N) (Anderson et al., 2002). Dans de nombreuses eaux estuariennes et côtières, l'azote est l'élément nutritif le plus important qui limite la production primaire d'organismes photosynthétiques (Dugdale et Goering, 1967; Glibert, 1988). Des augmentations des charges de N dans ces milieux ont pu être liées aux algues qui ont proliféré. Et la relation entre l'eutrophisation et ces proliférations est particulièrement préoccupante pour les gestionnaires des ressources. De l'échelle locale à l'échelle planétaire, l'atmosphère constitue l'une des sources d'apport d'éléments nutritifs dans la zone côtière qui augmentent le plus vite. Il a été estimé que, dans

les eaux estuariennes et côtières, de 20 à 40% de l'apport d'azote arrivé de l'atmosphère résultent des activités industrielles, agricoles et urbaines (Duce, 1986; Fisher et Oppenheimer, 1991; Paerl, 1995, 1997; Driscoll et al., 2001). Les apports atmosphériques sont importants non seulement du fait de leur ampleur, mais aussi parce que les proportions d'éléments qui les composent, comme les autres sources d'éléments nutritifs, peuvent stimuler beaucoup plus que d'autres la productivité de certaines espèces phytoplanctoniques. Des manipulations expérimentales ont montré que l'eau de pluie pouvait accroître la productivité plus que l'ajout d'une source unique d'azote (Paerl, 1997). On pense que la forte proportion d'azote organique dissous dans l'eau de pluie, qui constitue jusqu'à 40% de son N total, y joue un rôle significatif (Timperley et al., 1985; Paerl, 1997).

11.7 BIOACCUMULATION DU MERCURE

Les émissions de mercure et d'autres polluants dangereux agissent en synergie avec le SO₂ et les NO_x pour accroître les effets délétères des dépôts acides sur le poisson et les espèces sauvages. À mesure qu'augmente l'acidité dans les eaux de surface, le taux de conversion du mercure (Hg) en méthylmercure (MeHg) toxique et biodisponible augmente aussi (Frost et al., 1999). Des études récentes ont montré que les baisses significatives des dépôts atmosphériques de sulfate et de Hg sont liées à des déclin des concentrations de Hg dans le poisson et les espèces sauvages piscivores comme le plongeon huard (voir le chapitre 6). C'est ainsi qu'en réduisant les émissions acidifiantes, on aiderait à résoudre le problème du mercure.

11.8 RÉSUMÉ ET CONCLUSIONS

Il existe de nombreuses relations entre les dépôts acides et d'autres problèmes atmosphériques. Le présent chapitre décrit nombre de ces liens, et met en évidence la nécessité de considérer les conséquences sur de nombreux problèmes des changements dans les émissions de polluants acidifiants. Dans l'ensemble, il apparaît de plus en plus clairement que les programmes visant les émissions de SO₂ feront baisser le risque de dépôts acides et auront pour avantage accessoire d'améliorer la qualité de l'air et la visibilité, et de diminuer la gravité de la pollution par le mercure dans la chaîne alimentaire. Il est clair aussi que réduire les émissions de NO_x produira un effet bénéfique sur les milieux marins eutrophisés. Cependant, les impacts des changements des émissions de SO₂ et de NO_x sur le changement climatique sont moins clairs.



11.9 BIBLIOGRAPHIE

- Anderson, D., Glibert, P., Burkholder, J. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition and consequences. *Estuaries* 24 (4b), 704-726.
- Brook, J.R., Dann, T. 1999. Contribution of nitrate and carbonaceous species to MP₁₀ and MP_{2.5} observed in Canadian cities. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 49, 193-199.
- Driscoll, C.T., Lawrence, G.B., Bulger, A.J., Butler, T.J., Cronan, C.S., Eager, C., Lambert, K.F., Likens, G.E., Stoddard, J.L., Weathers, K.C. 2001. Acidic deposition in the northeastern United States: Sources and inputs, ecosystem effects, and management strategies. *BioScience* 51, 180-198.
- Duce, R.A. 1986. The impact of atmospheric nitrogen, phosphorus, and iron species on marine biological productivity. In: P. Baut-Menard (dir. de publ.), *The Role of Air-Sea Exchange in Geochemical Cycling*, pp. 497-529. Reidel, Dordrecht, Germany.
- Dugdale, R.C., Goering, J.J. 1967. Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity. *Limnology and Oceanography* 12, 196-2006.
- Environnement Canada – Service météorologique du Canada. 2001. Contribution des précurseurs aux particules fines présentes dans l'air ambiant au Canada. ISBN 0-662-30650-3. Cat. No. En56-167/2001F.
- Fisher, D.C., Oppenheimer, M.P. 1991. Atmospheric nitrogen deposition and the Chesapeake Bay estuary. *Ambio* 20, 102-108.
- Frost, T.M., Montz, P.K., Morris, D.P. 1999. Multiple stresses from a single agent: diverse responses to the experimental acidification of Little Rock Lake, Wisconsin. *Limnol. Oceanogr.* 44, 784-794.
- GIEC. 2001. Bilan 2001 des changements climatiques: les éléments scientifiques. Organisation météorologique mondiale, Secrétariat du GIEC: Genève, Suisse.
- Glibert, P.M. 1988. Primary productivity and pelagic nitrogen cycling, pp.3-31. In T.H. Blackburn, J. Sorensen (dir. de publ.), *Nitrogen Cycling in Coastal Marine Environments*, John Wiley and Sons Inc., Chichester, U.K.
- McDonald, K., Shepherd, M. 2004. Characterization of visibility impacts related to fine particulate matter in Canada. *J Air Waste Manag Assoc.* 54 (9), 1061-1068.
- NARSTO. 2004. Particulate Matter Assessment for Policy Makers: A NARSTO Assessment. P. McMurry, M. Shepherd, J. Vickery (dir. de publ.). Cambridge University Press, Cambridge, England. ISBN 0 52 184287 5.
- Paerl, H.W. 1995. Coastal eutrophication in relation to atmospheric nitrogen deposition: Current perspectives. *Ophelia* 41, 237-259.
- Paerl, H.W. 1997. Coastal eutrophication and harmful algal blooms: Importance of atmospheric deposition and groundwater as « new » nitrogen and other nutrient sources. *Limnology and Oceanography* 42, 1154-1165.
- Pentcheva, N. 2002. Possible Influence of Climate Change on Air Quality, A Review of Literature. Meteorological Service of Canada project report (Contract: KM 155 01 0234).
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N. 1998. Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change. John Wiley and Sons, Inc. New York, New York.
- Smol, J.P., Hall, R.I. 1996. Paleolimnological assessment of long-term water-quality changes in south central Ontario lakes affected by cottage development and acidification. *J. Can. Sci. Halieut. Aquat.* 53, 1-17.
- Sous-comité 2 de la collaboration scientifique (SC2) – Comité Canada-E.-U. de la qualité de l'air — Évaluation Canada-États-Unis portant sur le transport des particules. Catalogue No: En56-203/2004F. 129p.
- Timperley, M.H., Vigor-Brown, R.J., Kawashima, M., Ishigami, M. 1985. Organic nitrogen compounds in atmospheric precipitation: Their chemistry and availability to phytoplankton. *J. Can. Sci. Halieut. Aquat.* 42, 1171-1177.
- Yienger, J., Levy, H. 1995. Empirical model of global soil-biogenic NO_x emissions. *J. Geophys. Res.* 100 (D6), 11447-11464.



CONCLUSION:

Les réponses de la science aux questions clés,
les lacunes scientifiques, les recherches à venir12.1 EST-CE QU'AU CANADA LES
DÉPÔTS ACIDES AFFECTENT ENCORE
L'ENVIRONNEMENT ET LA SANTÉ DES
CANADIENS? SI OUI, OÙ, ET DANS
QUELLE MESURE LES AFFECTENT-ILS?

Les dépôts acides affectent encore l'environnement canadien et la santé des Canadiens.

12.1.1 L'environnement canadien

Au Canada, le principal indicateur qui permette d'affirmer si oui ou non l'environnement est affecté par les dépôts acides est le dépassement de sa charge critique. Dans ce rapport, la charge critique se définit comme étant « l'estimation quantitative de l'exposition d'un milieu donné à un ou plusieurs polluants sous laquelle aucun effet nocif important sur certains de ses éléments sensibles n'est connu selon les connaissances actuelles¹. Les charges critiques sont exprimées en équivalent d'hydrogène (H⁺) par hectare par année (eq/ha/a)². On vient de produire en Amérique du Nord la première carte combinée des charges critiques des écosystèmes aquatiques³ (les lacs) et terrestres (les sols forestiers bien drainés). Elle couvre les régions du Canada pour lesquelles nous disposons de données sur les dépôts acides, la chimie des lacs ou des sols. Dans l'élaboration de cette carte, on a considéré l'acidité des dépôts atmosphériques secs et humides dérivée des polluants et soufrés et azotés. La détermination de la charge critique d'une zone particulière (c.-à-d. d'une maille de la grille cartographiée) a reposé sur la considération des composantes les plus sensibles de l'environnement, soit les écosystèmes

aquatique ou terrestre. Les dépassements des charges critiques des écosystèmes aquatiques et terrestres ont été calculés selon deux méthodes. Dans la première, nommée « dépassement selon le lessivage actuel de l'azote », on a tenu compte de l'acidité apportée par les dépôts atmosphériques secs et humides de soufre et par la composante des dépôts d'azote qui acidifie actuellement les écosystèmes (c.-à-d. le nitrate lessivé des bassins versants). Dans la seconde méthode, nommée « dépassement à l'atteinte de l'équilibre avec les dépôts atmosphériques » ou, plus succinctement « dépassement à long terme », on assume que tous les dépôts de soufre et d'azote finiront par acidifier l'environnement.

Le dépassement des charges critiques selon le lessivage actuel de l'azote est un indicateur de l'intensité actuelle de l'acidité que causent les dépôts acides dans l'environnement. Ce n'est qu'un indicateur des dommages actuels que subit l'environnement. Pour avoir une idée des dommages que risque de subir l'environnement à plus long terme en raison des dépôts acides actuels, il faut se référer à l'indicateur du dépassement des charges critiques à l'état d'équilibre. Le dépassement de la charge critique d'un écosystème donné se produit lorsque l'acidité évaluée selon l'une ou l'autre méthode dépasse la charge qu'il peut absorber sans qu'il en subisse d'effets nocifs notables.

Les résultats de la présente évaluation confirment que, malgré la baisse des dépôts acides enregistrée dans l'est du Canada au cours des dernières décennies (figures 12.1 et 12.2), de 21 à 75% du territoire (correspondant à 0,5-1,8 million de km²) continuent de recevoir des dépôts

¹Définition employée par la CEE-ONU (Nilsson, J. et Grennfelt, P. 1988. Critical loads for sulphur and nitrogen. Rapport d'un atelier tenu à Skokloster, Suède. Miljørapport 1988:15, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark. 31pp.). En anglais seulement.

²On a copilé des données sur la chimie de l'eau de 3130 lacs de pour toutes les provinces et territoires du Canada (à l'exception de l'Î.-P.-É.) afin d'évaluer leur état actuel. Pour les provinces de l'Est (ON et plus à l'est), où la chimie des lacs est en train de changer à la suite de la réduction des dépôts acides, la période d'échantillonnage pour évaluer cet « état actuel » est d'au plus tard de 1997. Cette contrainte a été assouplie pour les provinces de l'Ouest et les territoires. La compilation fournit une population d'échantillonnage qui n'est pas représentative de la population entière des lacs. Du point de vue géographique, les lacs échantillonnés sont distribués irrégulièrement, se trouvent souvent en grappes et sont souvent absents dans beaucoup de régions en raison de l'absence ou la vétusté de données. Les lacs échantillonnés dans les provinces de l'Est tendent à être situés sur des terrains sensibles à l'acidité tandis que ceux dans l'Ouest et au Nord sont situés sur des terrains sensibles aussi bien que non sensibles. La population des échantillons disponibles était biaisée vers des lacs de grande superficie, bien qu'il soit probable que des effets plus importants se produisent dans les petits lacs.

³Puisque S et N ont des masses atomiques différentes, on ne peut pas calculer les valeurs des charges critiques selon une unité de masse (par ex., en kg/ha/a); on rapporte les valeurs à une unité d'équivalent (eq), c.-à-d. de mole de charge électrique réactive (par ex., eq/ha/a).

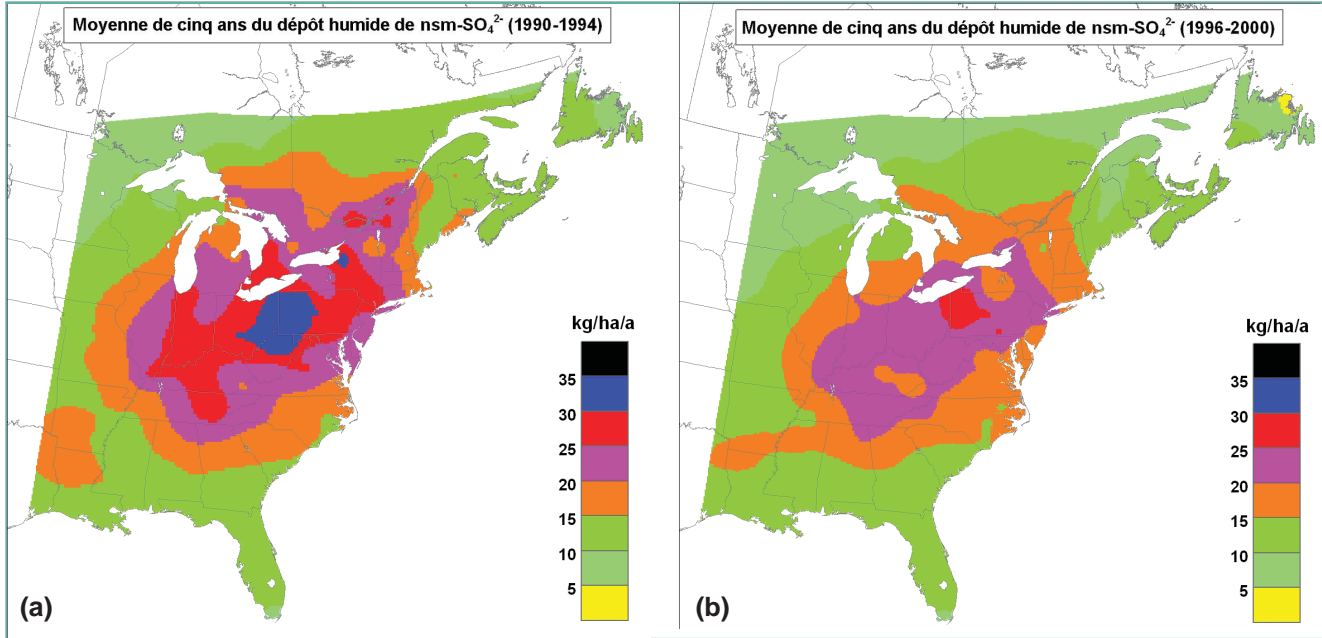


Figure 12.1. Évolution de la distribution spatiale du sulfate (SO_4^{2-}) dans les dépôts humides (exprimé en kg/ha/a; et corrigé pour le sel de mer) dans l'est de l'Amérique du Nord du début à la fin des années 1990. La carte à gauche montre la distribution de la moyenne de cinq ans de dépôts humides pour la période 1990-1994, tandis que celle à droite montre la distribution de la moyenne de cinq ans de dépôts humides pour la période 1996-2000. La zone qui reçoit plus de dépôts que la charge cible de 20 kg/ha/a à la suite des réductions des émissions de SO_2 a considérablement réduit. (Note: 1 kg SO_4^{2-} /ha/a équivaut à 20,8 eq/ha/a).

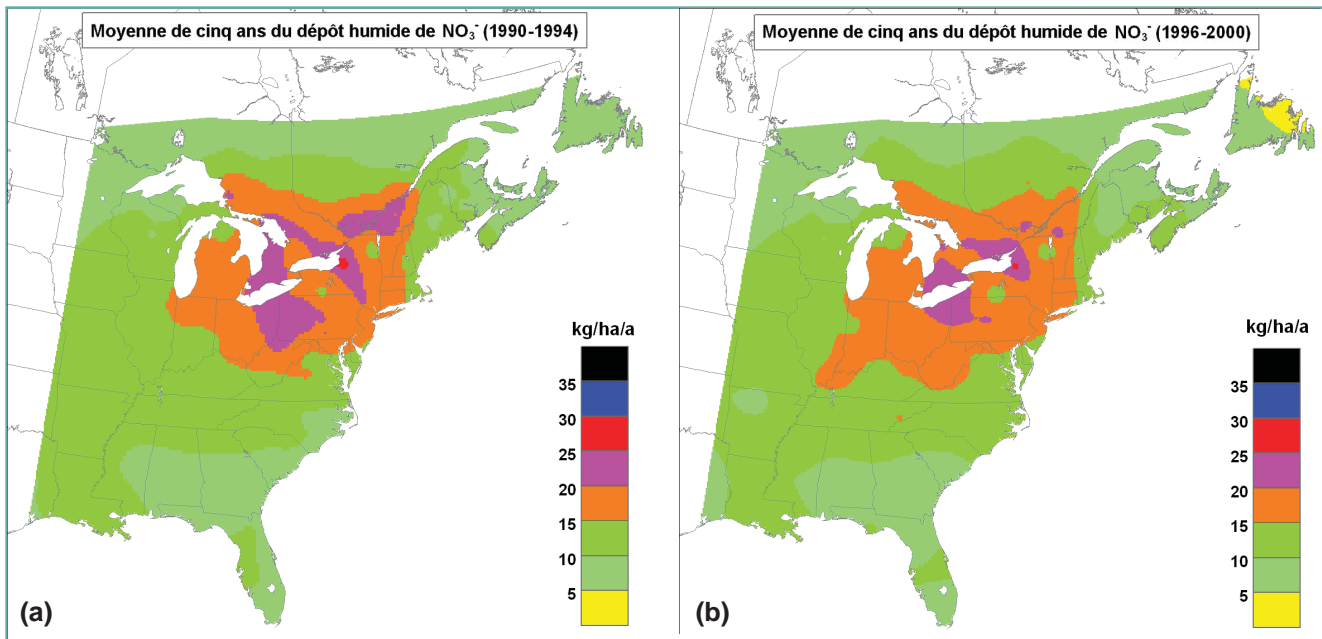


Figure 12.2. Distribution spatiale des dépôts humides de NO_3^- dans l'est de l'Amérique du Nord au début et à la fin des années 1990. La carte à gauche montre la distribution de la moyenne de cinq ans de dépôts humides pour la période 1990-1994, tandis que celle à droite montre la distribution de la moyenne de cinq ans de dépôts humides pour la période 1996-2000. Comparé au patron de la figure 12.1, ce patron-ci de distribution entre les deux périodes demeure constant, ce qui est en accord avec la constance relative des émissions de NO_x qui se sont déposées dans cette région au cours de cette période. (Note: 1 kg NO_3^- /ha/a équivaut à 16,1 eq/ha/a).

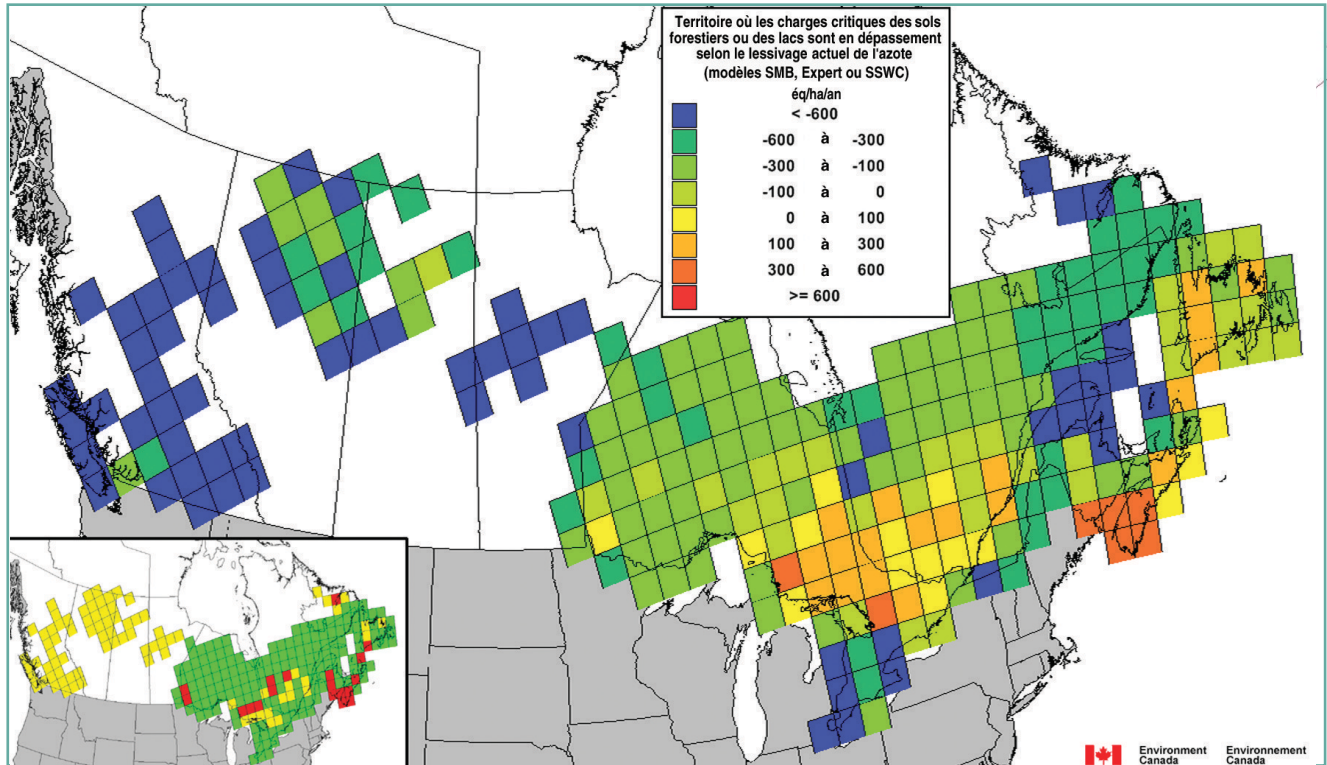


Figure 12.3. Dépassement des charges critiques d'acidité (S + N) – selon le lessivage actuel de l'azote – des milieux aquatiques ou forestiers (dépôts humides et secs exprimés en eq/ha/a) basé sur les dépôts atmosphériques moyens pour la période 1994-1998. Les charges critiques ont été calculées soit à l'aide de modèles de la chimie de l'eau (Expert ou SSWC), soit à l'aide d'un modèle adapté aux sols forestiers (SMB). On a sélectionné comme charge critique, dans une maille donnée, la valeur la plus faible entre le 5^e percentile de la charge critique des lacs et le 5^e percentile des polygones de sol. La légende (en bas à gauche) indique le modèle qui a été sélectionné pour évaluer chaque maille de la grille: rouge = Expert (aquatique), jaune = SSWC (aquatique), vert = SMB (sols forestiers bien drainés). La composante des sols forestiers a été obtenue par simple superposition de la grille sur la carte de dépassements des charges critiques des polygones de sol. La carte des charges critiques des sols forestiers a été produite par le Groupe de travail sur la cartographie forestière du secrétariat des Gouverneurs de la Nouvelle-Angleterre et des premiers ministres de l'est du Canada (GNA-PMEC) avec la collaboration de l'Ontario, d'Environnement Canada et du Service canadien des forêts de Ressources naturelles Canada.

acides qui dépassent ses charges critiques (figures 12.3 et 12.4). Ces valeurs proviennent des estimations du plus au moins optimiste des scénarios.

Notons qu'il n'existe pas de données sur la chimie des lacs des territoires sensibles de certaines provinces, notamment dans le nord et le sud-est du Manitoba, le nord de la Saskatchewan, le Nunavut, les Territoires du Nord-Ouest et la chaîne côtière de la Colombie-Britannique. Ainsi, pour ces régions, les valeurs présentées à la figure 12.3 ne sont pas représentatives de situations régionales; toutefois, il n'existe pas encore d'autres évaluations des charges critiques qui pourraient valider ces valeurs. Dans les autres provinces, notamment Terre-Neuve-et-Labrador, la Nouvelle-Écosse, le Nouveau-Brunswick, Québec et Ontario, les données de chimie des lacs ne représentent pas suffisamment de territoire et l'intensité d'échantillonnage n'y est pas suffisante pour que les valeurs de dépassement des charges critiques soient représentatives des situations régionales. Il faut aussi mentionner que dans le calcul des charges critiques des sols

forestiers bien drainés, nous avons assumé qu'il n'y avait eu aucune exploitation forestière et aucun incendie forestier. Puisque ces deux phénomènes rendent les forêts plus sensibles aux dépôts acides, les valeurs des charges critiques rapportées ici pour les forêts sont probablement trop élevées. De plus, ce ne sont pas tous les composés d'azote présents dans les dépôts secs qui ont été tenus en considération dans le calcul du dépassement des charges critiques, d'où la possibilité de rapporter des valeurs de dépassement trop basses.

Dans les régions où il y a dépassement des charges critiques à l'état d'équilibre avec les dépôts atmosphériques, les effets suivants ont été observés:

12.1.1.1 Effets sur les forêts

Les dépôts acides font partir des sols par lessivage des éléments nutritifs essentiels tels que les cations basiques calcium (Ca²⁺), magnésium (Mg²⁺) et potassium (K⁺). Cette

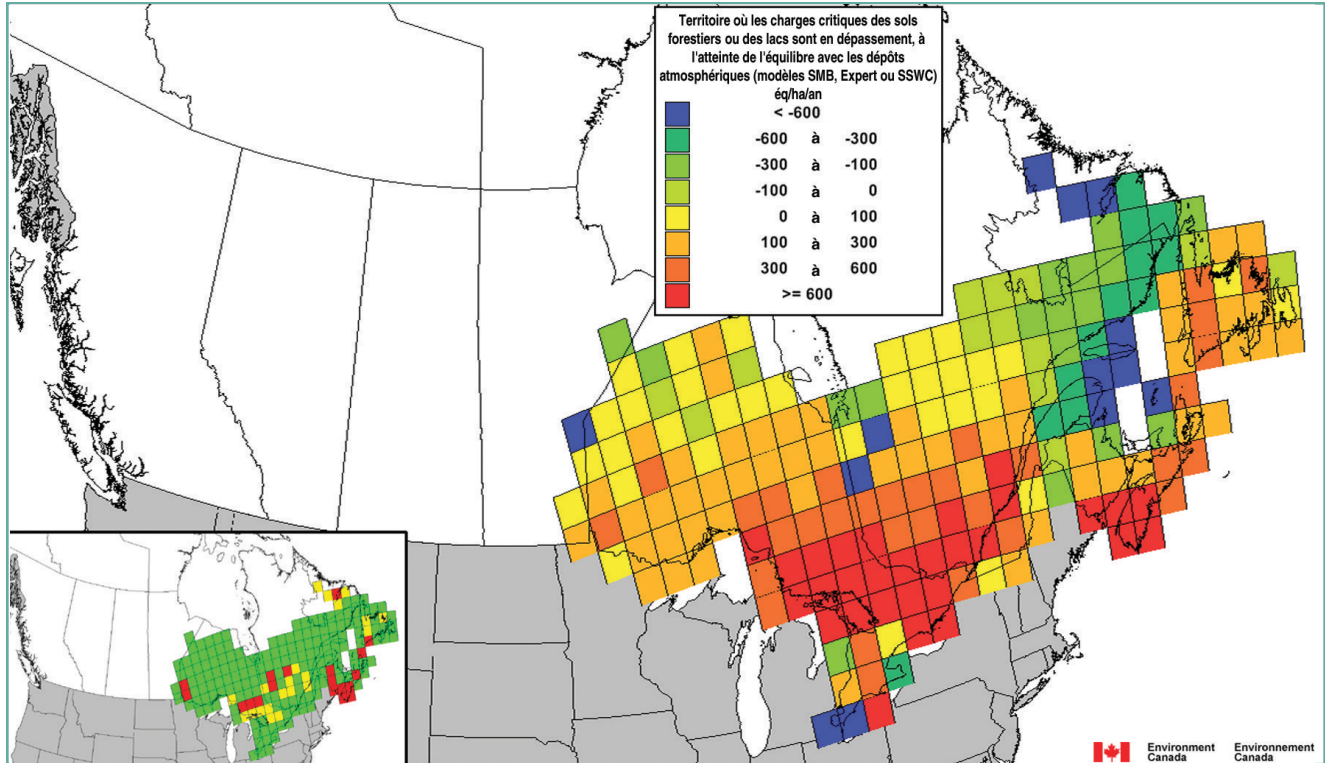


Figure 12.4. Dépassement des charges critiques d'acidité (S + N) – à l'état d'équilibre avec les dépôts atmosphériques – des milieux aquatiques ou forestiers (dépôts humides et secs exprimés en eq/ha/a) basé sur les dépôts atmosphériques moyens pour la période 1994-1998. Les charges critiques ont été calculées soit à l'aide de modèles de la chimie de l'eau (Expert ou SSWC), soit à l'aide d'un modèle adapté aux sols forestiers (SMB). On a sélectionné comme charge critique, dans une maille donnée, la valeur la plus faible entre le 5^e percentile de la charge critique des lacs et le 5^e percentile des polygones de sol. La légende (en bas à gauche) indique le modèle qui a été sélectionné pour évaluer chaque maille de la grille: rouge = Expert (aquatique), jaune = SSWC (aquatique), vert = SMB (sols forestiers bien drainés). La composante des sols forestiers a été obtenue par simple superposition de la grille sur la carte de dépassements des charges critiques des polygones de sol. La carte des charges critiques des sols forestiers a été produite par le Groupe de travail sur la cartographie forestière du secrétariat des Gouverneurs de la Nouvelle-Angleterre et des premiers ministres de l'est du Canada (GNA-PMEC) avec la collaboration de l'Ontario, d'Environnement Canada et du Service canadien des forêts de Ressources naturelles Canada.

perte d'éléments nutritifs affecte la santé et la croissance des arbres et épuise la capacité des sols de neutraliser les futures retombées acides de la plus grande partie de l'est du Canada. Les pertes nettes de cations basiques des bassins versants forestiers dans l'est du Canada sont répandues, notamment pour ce qui est du Ca^{2+} . Dans une station du centre-sud de l'Ontario, on a rapporté que les réserves de Ca^{2+} du sol avaient décliné jusqu'à 30% depuis le début des années 1980⁴. Le déclin récent des dépôts atmosphériques de sulfate a entraîné la diminution des pertes nettes de Ca^{2+} , ce qui a ralenti le taux d'acidification des sols; cependant, des pertes répandues de Ca^{2+} (et, dans certains cas, de Mg^{2+}) se produisent encore aujourd'hui dans l'est du Canada. Bien que le taux d'acidification des sols ait ralenti, des réductions supplémentaires des dépôts acides doivent

s'appliquer pour que l'on atteigne la valeur des charges critiques des sols forestiers bien drainés et ainsi prévenir l'appauvrissement des teneurs en cations basiques de leurs sols sous le seuil considéré inadéquat pour maintenir la santé des forêts et leur productivité. Actuellement, de nombreuses régions forestières de l'est du Canada reçoivent des retombées acides qui excèdent leur charge critique. En Ontario, on a observé que la croissance des érables à sucre était plus faible dans les régions où il y avait dépassement de la charge critique des sols⁵. L'analyse des données du Réseau d'étude et de surveillance des écosystèmes forestiers du Québec a montré qu'entre les années 1970 et 1990, les peuplements forestiers feuillus et résineux, situés dans les régions où il y avait dépassement de la charge critique, affichaient un taux de croissance de 30% plus faible que les

⁴Watmough, S.A., Dillon, P.J. 2004. Major element fluxes from a coniferous watershed in central Ontario, 1983-1999. *Biogeochemistry* 67, 369-398. En anglais seulement.

⁵Watmough, S.A. 2002. A dendrochemical survey of sugar maple in south-central Ontario. *Water, Air and Soil Pollution* 136, 165-187. En anglais seulement.



peuplements forestiers situés dans les régions où il n'y avait pas eu ce dépassement de la charge critique⁶. Même avec l'application de réductions importantes des émissions acidifiantes, le rétablissement des sols de l'acidification (c.-à-d. le remplacement des cations basiques perdus) sera probablement très lent en raison du processus lui-même très lent de l'altération des minéraux primaires, leur principale source de cations basiques.

12.1.1.2 La chimie du milieu aquatique et du sol

Beaucoup de lacs de l'est du Canada sont encore acidifiés (c.-à-d. qu'ils ont perdu partiellement ou entièrement leur capacité de neutraliser l'acidité) et ne satisfont pas la condition du $\text{pH} = 6$ de la charge critique; voilà un seuil critique clé pour la nourriture des poissons et d'autres biotes du milieu aquatique. Dans l'est du Canada, entre environ 25% (Nouveau-Brunswick) et 40% (Ontario) des lacs échantillonnés accusaient un $\text{pH} < 6$. Ces pourcentages comprennent les lacs qui sont naturellement acidifiés par les acides organiques associées au carbone organique dissous (COD). Ces types de lacs sont largement répandus en Nouvelle-Écosse et, dans une moindre mesure, à Terre-Neuve; par contre, ils ne sont pas communs dans les autres provinces. En Nouvelle-Écosse, 80% des lacs échantillonnés affichaient un $\text{pH} < 6$ et on estime que 40% de ces lacs sont acides en raison de la présence d'acides organiques naturels, ce qui les rendraient incapables d'atteindre cette valeur de pH même si l'on réduisait considérablement des émissions acidifiantes. Dans la majorité des provinces, cependant, le pourcentage de lacs ayant un $\text{pH} < 6$ constitue un indicateur valable de l'effet acidifiant des dépôts acides. Les résultats des modèles de la chimie des lacs laissent entrevoir qu'il y aurait de 500 000 à 600 000 (soit environ 15%) lacs sensibles à l'acidité dans l'est du Canada (au sud du 52°N de latitude). Ces lacs qui, historiquement, étaient caractérisés par un $\text{pH} > 6$, sont ou seront de $\text{pH} < 6$ sous des conditions de dépôts atmosphériques acides qui sont semblables aux conditions actuelles.

Beaucoup de lacs ont vu leur chimie se modifier suite à la réduction des émissions acidifiantes (c.-à-d. que les lacs deviennent moins acides), mais plusieurs facteurs sont venus ralentir ou mitiger ce phénomène. Par exemple, il y a de plus en plus de résultats de recherche qui apportent la preuve que ce sont les réserves de cations basiques neutralisateurs d'acidité dans les sols des bassins versants qui déterminent dans quelle mesure les dépôts acides acidifient les eaux de surface. Les

pertes nettes de cations basiques sont très répandues dans les bassins versants forestiers de l'est du Canada, notamment les pertes nettes de calcium (Ca^{2+}). Ainsi, on assiste à la baisse de la capacité des bassins versants de neutraliser les dépôts acides concomitante de la baisse de l'acidité des dépôts atmosphériques.

De plus, la charge en sulfate larguée dans les eaux de surface est plus grande que celle reçue par les dépôts atmosphériques dans la plupart des bassins forestiers de l'est du Canada. Ce surplus de sulfate résulte probablement de la désorption du sulfate retenu dans les sols, du dégagement de sulfate lors de la décomposition de la matière organique et de l'oxydation attribuable à la sécheresse du soufre réduit, stocké dans les milieux humides et autres milieux limités en oxygène. Tous ces phénomènes sont générateurs d'acidité. Ce soufre retenu dans les sols provient des dépôts acides antérieurs. Les modèles d'évaluation des charges critiques des eaux de surface, qui sont basés seulement sur les entrées actuelles de SO_4^{2-} en provenance des dépôts atmosphériques, se trouvent à sous-estimer le dépassement de la charge critique dans les bassins versants qui montrent des pertes nettes considérables en sulfate.

12.1.1.3 La biologie aquatique

Les algues, les invertébrés et la chaîne alimentaire des oiseaux aquatiques continuent de montrer des effets de l'acidification, notamment dans les lacs et les cours d'eau où les communautés de poissons ont subi des impacts. Les effets de l'acidification se répandent sur tous les réseaux trophiques, altérant la composition des communautés biologiques et la dynamique des écosystèmes. Les impacts comprennent les effets directs de l'acidité, la contamination par les métaux toxiques, la perte de proies et la diminution de la valeur nutritionnelle des proies restantes. Par exemple, la plupart des espèces d'invertébrés sensibles à l'acidité sont absentes des lacs acidifiés à des $\text{pH} < 6$. Les cyprins et autres petits poissons peuvent disparaître des petits lacs acidifiés et des milieux humides et causer ainsi d'importants changements dans les communautés d'invertébrés, qui représentent une source de nourriture pour les oiseaux aquatiques nicheurs et d'autres prédateurs des derniers échelons de la chaîne alimentaire. En général, on a observé une augmentation du nombre d'oiseaux aquatiques nicheurs qui sont piscivores (par ex., le plongeon huard, le grand harle) dans une grande partie de l'est du Canada (Ontario, Québec et Terre-Neuve). Des observations récentes dans la région de

⁶Ouimet, R., Duschesne, D., Houle, D., Arp, P.A. 2001. Critical load and exceedances of acid deposition and associated forest growth in the northern hardwood and boreal coniferous forests in Quebec, Canada. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 1, 119-134. En anglais seulement.



Sudbury en Ontario nous laissent croire que cette augmentation est en partie liée à l'amélioration des conditions d'habitat des lacs qui étaient auparavant endommagés.

Les teneurs élevées en mercure (Hg) trouvées dans les plongeurs huards, leur couvée et les poissons qu'ils consomment inquiètent toujours. L'acidification des écosystèmes aquatiques entraîne l'augmentation des concentrations de méthylmercure toxique dans l'eau, les sédiments, le biote, ce qui fait augmenter les teneurs en Hg dans les proies de la faune piscivore. Les concentrations en Hg dans les plongeurs huards adultes, leurs œufs, leur couvée et leurs proies tendent à être plus élevées dans les lacs de bas pH. Les concentrations en Hg dans les plongeurs huards s'accroissent suivant un gradient qui va de l'ouest vers l'est dans le sud-est du Canada. Il y a des associations entre des teneurs élevées en Hg dans les plongeurs sont associées à des impacts et leur rendement de reproduction, dont des baisses de succès reproduction, de croissance des oisillons ainsi que des modifications du comportement des oisillons, qui font augmenter leur risque de mortalité juvénile.

Les populations de saumon atlantique des rivières des hautes-terres du Sud de la Nouvelle-Écosse continuent d'être gravement affectées par l'acidification. Dans les rivières qui présentent des pH près du seuil de toxicité (pH 5,0 à 5,4), les saumons risquent fort de mourir, en raison des effets sublétaux qui réduisent leur alimentation et leur croissance, qui augmentent les dommages à leurs branchies et qui perturbent leurs systèmes endocrinien et osmorégulateur. On prévoit que l'espèce saumon de la plupart des rivières des hautes-terres du Sud de cette province s'éteindra si le taux de survie des adultes demeure aussi faible qu'actuellement et si le rétablissement du pH de ces cours d'eau continue d'être retardé.

12.1.2 La santé humaine

Les études épidémiologiques récentes ont montré qu'il existait des relations faibles mais significatives entre l'acidité des aérosols ambiants et les observations suivantes: symptômes respiratoires, fonctions respiratoires réduites, admissions dans les hôpitaux et visites aux salles d'urgence, de même que mortalité prématurée. On a pu identifier à l'aide de différents paramètres de santé quelles étaient les sous-populations sensibles. La toxicité de l'acidité des aérosols peut contribuer à la relation existant entre les MP et la santé. Cependant, il est difficile de séparer les effets des MP de ceux de l'acidité des aérosols parce que les composants des MP mesurés sont généralement hautement corrélés entre eux.

Les nouvelles études cliniques indiquent que, comparativement aux gens normaux, les gens souffrant d'asthme ou d'allergies peuvent être particulièrement sensibles à l'exposition à court terme aux aérosols acides seuls ou à l'exposition séquentielle à de l'acide sulfurique et à l'ozone. Il est à noter cependant que les intensités d'exposition employées dans ces études étaient généralement plus élevées que celles mesurées dans les villes canadiennes.

Les résultats des études toxicologiques chez les animaux laissent supposer que l'exposition aux aérosols acides, à des concentrations semblables à celles mesurées dans l'est du Canada, peut avoir des effets sur les mécanismes de défense immunitaire. Les mélanges de polluants peuvent exercer un effet aggravant (mais pas toujours) sur la santé humaine, contrairement aux effets de l'exposition à des polluants individuels, quoique cela dépende encore du polluant en cause, de la concentration relative de chaque polluant dans le mélange et des paramètres de santé mesurés.

12.2 QUELLES SONT LES TENDANCES ACTUELLES DES ÉMISSIONS ACIDIFIANTES ET CELLES PRÉVUES?

12.2.1 Le dioxyde de soufre

Au Canada, les émissions de dioxyde de soufre (SO₂) ont diminué d'environ 50% entre 1980 et 2000 et il est prévu

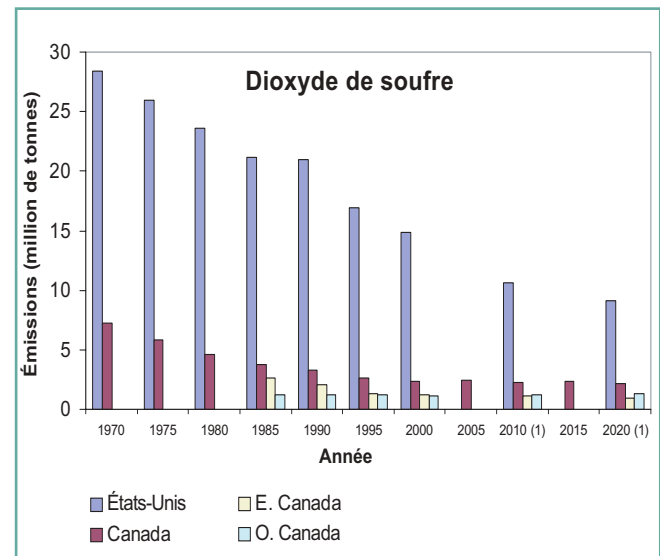


Figure 12.5. Estimation des émissions de dioxyde de soufre (SO₂) aux É.-U. et au Canada, comprenant l'est (à l'est du Manitoba) et l'ouest (à l'ouest de l'Ontario) du Canada – Les prévisions d'émissions aux É.-U. sont basées sur les résultats sommaires sur les émissions de REMSAD (Regional Modelling System for Aerosols and Deposition).

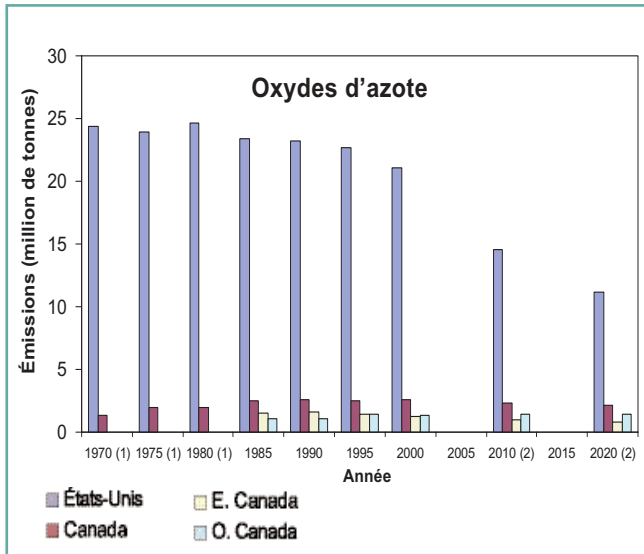


Figure 12.6. Estimation des émissions des oxydes d'azote (NO_x) produites aux É.-U. et au Canada, comprenant l'est (à l'est du Manitoba) et l'ouest (à l'ouest de l'Ontario) du Canada. 1 – L'évaluation des émissions canadiennes de NO_x de 1970 à 1980 a été effectuée selon une méthodologie plus ancienne; on ne peut donc les comparer aux émissions de 1985 et aux plus récentes. L'évaluation des émissions de SO_x a quant à elle été effectuée selon la même méthodologie pour toute la période visée. 2 – Les prévisions d'émissions aux É.-U. sont basées sur les résultats sommaires d'émissions de REMSAD (Regional Modelling System for Aerosols and Deposition)

qu'elles diminueront d'un 4% supplémentaire entre 2000 et 2020 (figure 12.5). Ces prévisions d'émissions ne concernent aucune autre réduction d'émissions que celles entendues dès 2003 en vertu des accords canadiens. Dans l'est du Canada, les émissions de SO_2 ont diminué de 53% entre 1985 et 2000, tandis que celles de l'Ouest canadien ont diminué de 6% au cours de cette période. Entre 2000 et 2020, on prévoit que les émissions de SO_2 diminueront de 21% dans l'est du Canada et augmenteront de 15% dans l'Ouest canadien. On prévoit que dès 2010, les émissions de SO_2 dans l'Ouest canadien dépasseront celles produites dans l'Est du pays.

Aux É.-U., les émissions totales de SO_2 ont diminué d'environ 40% entre 1980 et 2000 et il est prévu qu'elles baisseront d'environ 38% entre les années 2000 et 2020 (figure 12.5). Dans ces prévisions d'émissions, on n'a considéré aucune autre réduction d'émissions que celles prévues par l'Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air et acceptées depuis 2003.

12.2.2 Les oxydes d'azote

Dans l'ensemble du Canada, les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) sont demeurées relativement constantes entre 1985 et 2000, mais on prévoit qu'elles diminueront d'environ 17%

entre 2000 et 2020 (figure 12.6). Dans ces prévisions d'émissions, on n'a considéré aucune autre réduction d'émissions que celles devant être appliquées au Canada dès 2003 en vertu des accords. Dans l'est du Canada, les émissions de NO_x ont diminué de 17% entre 1985 et 2000 et on prévoit qu'elles diminueront d'environ 39% entre 2000 et 2020. Dans l'Ouest canadien, les émissions de NO_x ont augmenté de 29% entre 1985 et 2000 et on prévoit qu'elles augmenteront d'environ 5% entre 2000 et 2020. Depuis l'an 2000, les émissions de NO_x produites dans l'Ouest canadien ont dépassé celles produites dans l'Est du pays. On prévoit que jusqu'en 2020, les émissions de NO_x produites dans l'Ouest canadien continueront de dépasser celles produites dans l'est du Canada.

Aux É.-U., les émissions de NO_x ont légèrement diminué entre 1985 et 2000; mais on prévoit qu'elles diminueront d'environ 47% en 2020 par rapport aux quantités émises en l'an 2000 (figure 12.6). Dans ces prévisions d'émissions, on n'a considéré aucune autre réduction d'émissions que celles prévues dans l'Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air et acceptées depuis 2003.

12.3 D'OÙ PROVIENNENT LES SOURCES INDUSTRIELLES MAJEURES DES ÉMISSIONS ACIDIFIANTES QUI AFFECTENT LES ÉCOSYSTÈMES CANADIENS?

12.3.1 Quelles sont les sources industrielles majeures des émissions acidifiantes au Canada et aux É.-U.?

Au Canada, les sources majeures des émissions acidifiantes proviennent des secteurs de l'exploitation minière et de la fusion des métaux non ferreux, de la production d'électricité, du secteur amont de l'industrie pétrolière et gazière et du transport.

Les secteurs sources des émissions de SO_2 et de NO_x dans l'est du Canada se concentrent le long du corridor Windsor-Québec, avec des points névralgiques situés dans le centre de l'Ontario, le centre du Québec, le centre-sud du Nouveau-Brunswick, le centre-est de la Nouvelle-Écosse et à Terre-Neuve (figures 12.7 et 12.8). Le corridor Windsor-Québec très urbanisé comprend des secteurs sources d'émissions tels que la génération thermique d'énergie électrique et le transport routier. Les points névralgiques du centre de l'Ontario et du centre du Québec sont là où il s'y fait de l'exploitation minière et de la fusion des métaux non ferreux. Les points névralgiques du centre-sud du Nouveau-Brunswick, du centre-est de la

Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve sont associés à la production d'électricité et à la production d'autres émissions industrielles (par ex., de l'exploitation minière et des pâtes et papiers).

Dans l'Ouest canadien, les grands secteurs sources d'émissions de SO_x et de NO_x se trouvent en Alberta et dans des points névralgiques situés au Manitoba et en Saskatchewan. Les émissions émanant de l'Alberta proviennent principalement de la génération thermique d'énergie électrique, du secteur amont de l'industrie pétrolière et gazière et des raffineries de pétrole. En Saskatchewan, les régions où les émissions sont les plus importantes sont celles où sont installées des stations de génération thermique d'électricité. Les régions où les émissions sont importantes au Manitoba sont associées à l'exploitation minière et à la fusion des métaux non ferreux.

Aux É.-U., les sources majeures des émissions acidifiantes proviennent des secteurs de la production d'électricité et des véhicules routiers. Les émissions majeures de SO₂ et de NO_x qui affectent l'est des É.-U. prennent source dans la région très industrialisée et urbanisée qui s'étend du sud-est de l'Ohio à la partie ouest de la Virginie et de l'ouest du Kentucky au centre du Tennessee⁷.

12.3.2 Quelles sont les principales régions sources des émissions qui affectent les écosystèmes canadiens?

Grâce aux analyses de données des dépôts humides et secs, à l'utilisation de techniques d'attribution des sources et de modèles de l'atmosphère, les chercheurs ont pu déterminer les régions d'où proviennent les émissions acidifiantes qui affectent les écosystèmes canadiens.

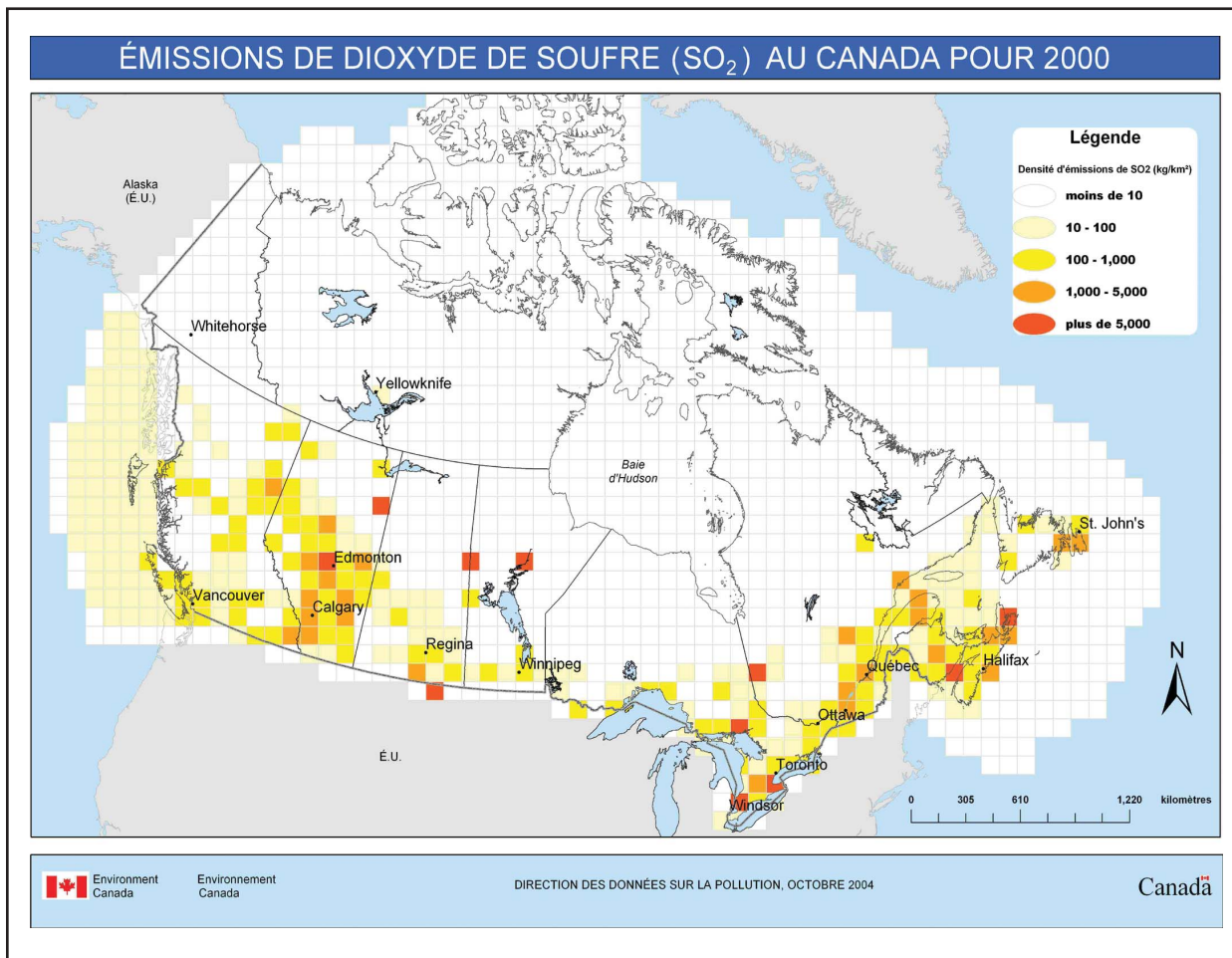


Figure 12.7. Distribution des émissions de dioxyde de soufre (SO₂) au Canada en 2000 (kg/km²).

⁷Sous-comité de la coopération scientifique (SC2) – Comité sur la qualité de l'air (2004) Canada-États-Unis sur l'évaluation scientifique des particules transfrontalières. 129pp.

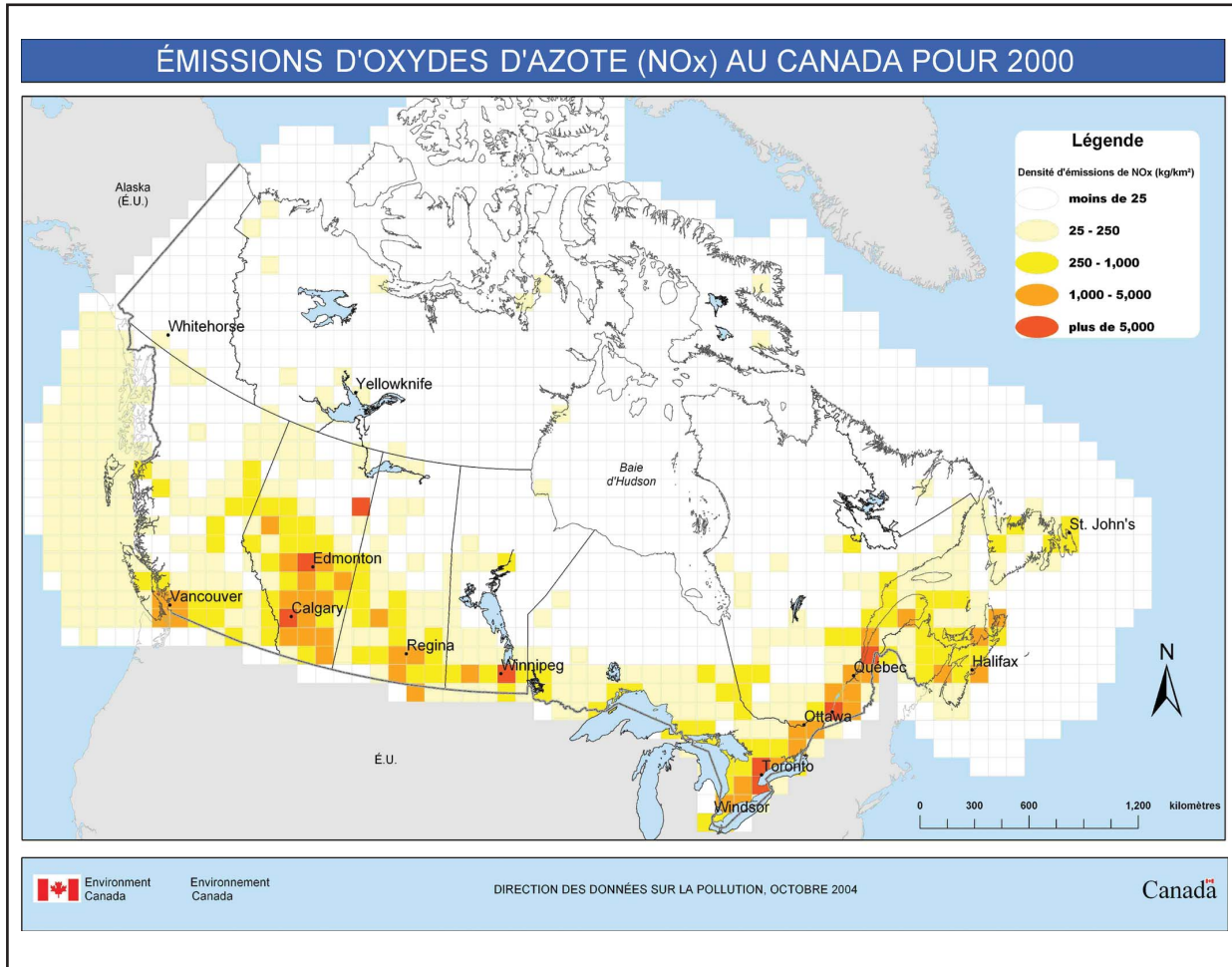


Figure 12.8. Distribution des émissions des oxydes d'azote (NO_x) au Canada en 2000 ($\text{kg NO}_2/\text{km}^2$).

À l'intérieur du territoire de l'est du Canada, c.-à-d. dans la zone délimitée par la frontière Manitoba-Ontario, Terre-Neuve, la frontière Canada-É.-U. et le 51°N de latitude, les sources canadiennes y émettent moins de 10% des émissions totales de SO_2 et de NO_x de tout l'est de l'Amérique du Nord. Cette zone reçoit pourtant approximativement 30% des dépôts atmosphériques humides de sulfate et de nitrate émis dans l'est de l'Amérique du Nord (figure 12.9). Ce déséquilibre important est dû aux émissions du midwest et de l'est des É.-U. transportées jusque dans l'est du Canada puis retombant sous forme de dépôts humides. On estime qu'entre 45 et 70% des dépôts atmosphériques humides de sulfate et de nitrate de l'est du Canada proviendraient de l'est des É.-U.⁸ On a utilisé les données de dépôts atmosphériques humides et secs colligées par le Réseau canadien d'échantillonnage

des précipitations et de l'air (RCEPA), combinées aux trajectoires empruntées par les masses d'air, pour estimer la contribution des différentes régions sources des émissions en Amérique du Nord aux retombées de soufre et d'azote en des endroits spécifiques au Canada. En Ontario, au Québec et en Nouvelle-Écosse, on estime que 50 à 70% des dépôts de soufre et d'azote tombés dans toutes les stations de mesures du RCEPA, situées à l'intérieur de 200 km de la frontière américaine, proviennent des émissions américaines et du sud de l'Ontario et du Québec (figure 12.10). Les 30 à 50% des dépôts restants reçus par ces stations sont issus des sources canadiennes situées au nord, à l'ouest et à l'est de celles-ci; les régions situées à l'est des stations du RCEPA sont celles qui contribuent le moins aux dépôts acides quelle que soit la station. Les sources d'émissions américaines dans les états

⁸ Basés sur le calcul de conservation de masse.

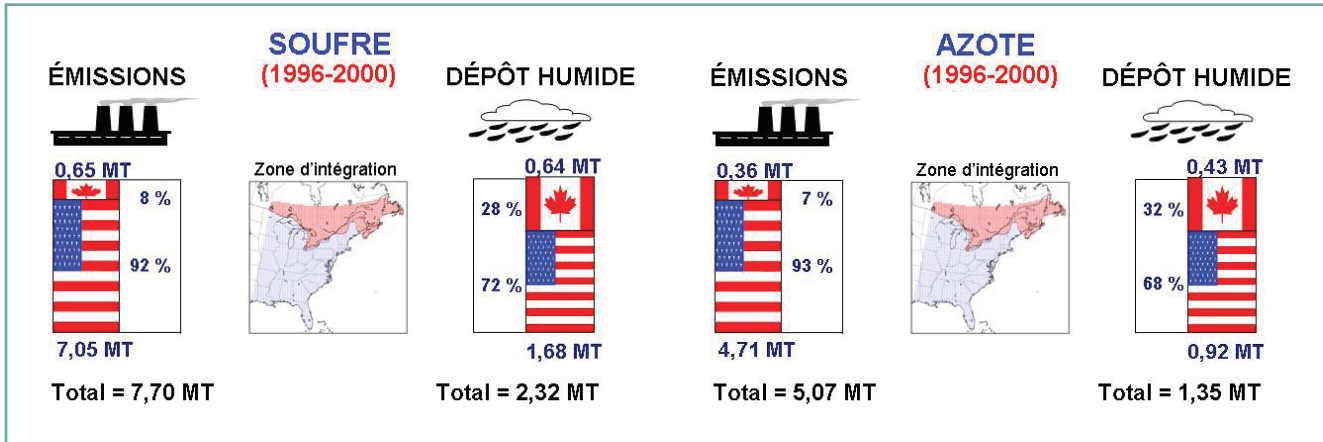


Figure 12.9. Moyennes sur cinq ans (1996-2000) des émissions totales (mégatonnes; MT) et des dépôts humides (MT) de soufre et d'azote dans l'est du Canada et l'est des É.-U. (les superficies apparaissent dans l'encadré). Les valeurs en pourcentage indiquent les proportions des émissions totales et des dépôts humides produites par les deux pays.

des Grands Lacs, de la vallée fluviale de l'Ohio et du Midwest sont les sources qui semblent exercer dans l'est du Canada le plus grand impact sur les dépôts atmosphériques humides et secs (figure 12.10).

Dans l'Ouest canadien, il existe peu de données disponibles pour évaluer l'attribution des sources d'émissions. Dans une station de mesures située dans les prairies près de la frontière entre l'Alberta et la Saskatchewan, environ 45 à 55% des dépôts humides et secs sont attribuables à des sources d'émissions qui proviennent du centre et du nord de l'Alberta et de la Colombie-Britannique (figure 12.10). Les sources d'émissions du sud de l'Alberta et de la Colombie-Britannique et du nord-ouest des É.-U. comptent pour environ 30% des dépôts humides et secs dans cette station, tandis que les sources d'émissions à l'est de la station comptent pour environ 30% des dépôts humides et secs restants.

On a utilisé les modèles de chimie de l'atmosphère pour déterminer quelles sources d'émissions affectaient les écosystèmes canadiens. Les résultats du Modèle de dépôts acides et de polluants oxydants (MDAO) laissent supposer que les émissions de SO₂ et de NO_x du Canada et des É.-U. contribuent à acidifier les dépôts atmosphériques dans l'est du Canada. On en est arrivé à cette conclusion après avoir comparé les diminutions de sulfate présent dans les retombées humides résultant de différents scénarios de réduction d'émissions de la part du Canada et des É.-U. La figure 12.11 illustre l'exemple d'un scénario de réduction où 1) les É.-U. réduiraient d'un 5% supplémentaire leurs émissions par rapport aux réductions prévues en 2010 dans l'AQA (les réductions équivalent à 611 Ktonnes/a) et où 2) le Canada ne

contribuerait pour aucune réduction supplémentaire que celles prévues dans cet accord. Selon ce scénario, les réductions de sulfate contenu dans les retombées atmosphériques humides de l'est du Canada seraient de plus de 0,8 kg SO₄²⁻/ha/a dans le sud-ouest de l'Ontario et jusqu'à 0,1 – 0,4 kg SO₄²⁻/ha/a dans les provinces de l'Atlantique et le centre du Québec et de l'Ontario. Exprimées en pourcentage (figure 12.11b), ces réductions correspondent à des diminutions de 1 à 4% de sulfate dans les précipitations humides que reçoit l'est du Canada par rapport au scénario 2010 de l'AQA, avec les diminutions relatives les plus importantes prévues dans le sud de l'Ontario, le sud du Québec, le Nouveau-Brunswick et la Nouvelle-Écosse.

La figure 12.12 illustre ce qu'il adviendrait du scénario inverse, c'est-à-dire 1) si le Canada réduisait d'un 32% supplémentaire ses émissions de SO₂ par rapport aux émissions projetées de 2010 (qui équivalent à 619 Ktonnes/a) et 2) les É.-U. ne contribueraient pour aucune autre réduction supplémentaire que celles prévues par l'AQA. Dans ce cas, le sulfate diminuerait jusqu'à 15% dans les précipitations de l'est du Canada (de 0,1 à 3,0 kg SO₄²⁻/ha/a), les diminutions étant prévues le long du corridor Sudbury, ON – Rouyn, QC et près de l'Île-du-Prince-Édouard. Des diminutions aussi importantes que 5% s'enregistreraient aussi dans le nord-est des É.-U. à la suite des réductions d'émissions réalisées par le Canada. Étant donné que la réduction totale des émissions de SO₂ est presque identique dans ces deux scénarios, ces résultats montrent que la réduction d'une tonne de SO₂ des émissions canadiennes créerait un plus grand impact au Canada que la réduction d'une tonne de SO₂ des émissions arrivant des É.-U. Pour l'Ouest canadien, les résultats du RELAD (modèle régional lagrangien

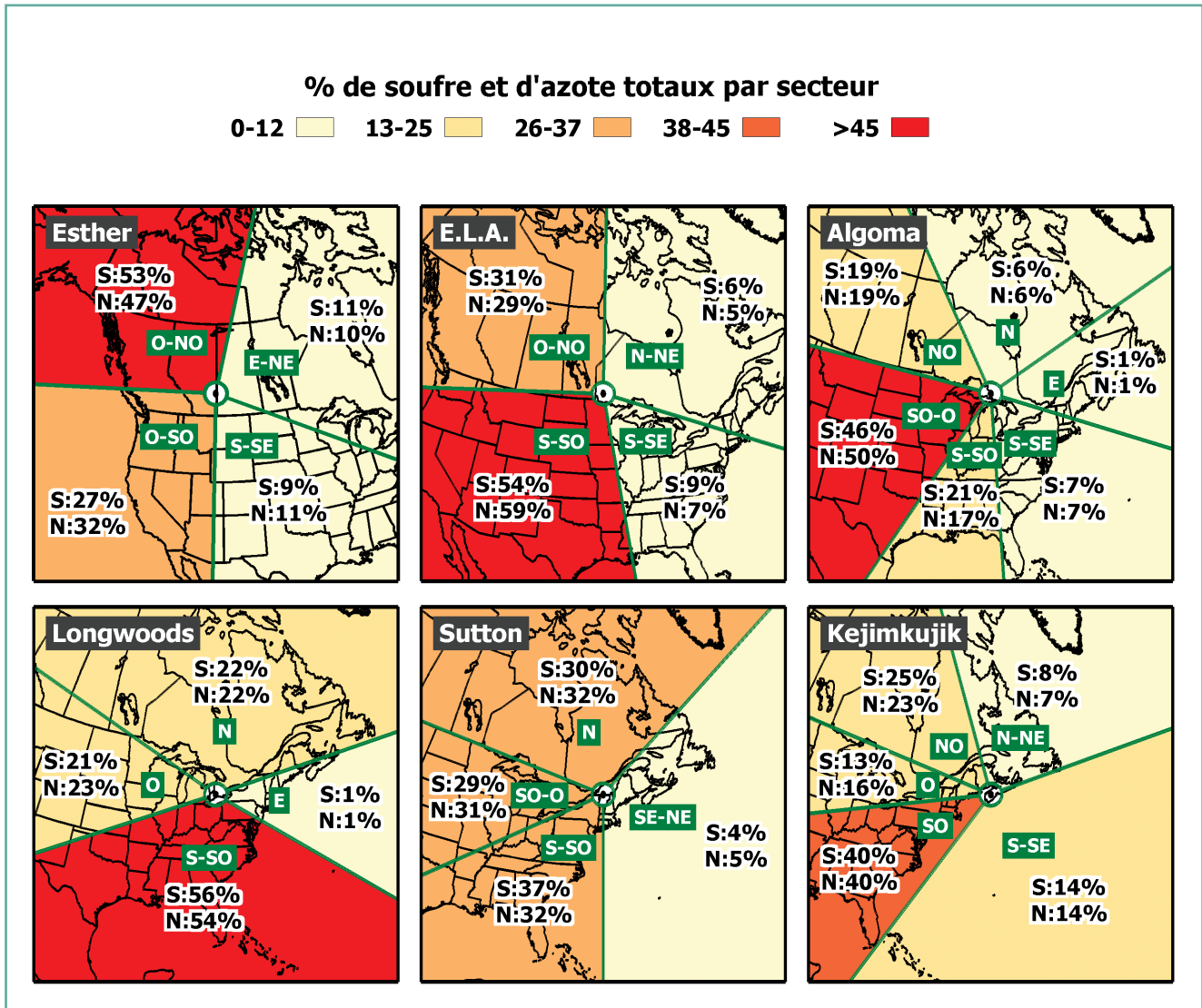


Figure 12.10. La contribution (en pourcentage) des différentes régions sources aux dépôts atmosphériques totaux de soufre et d'azote dans les stations du RCEPA de tout le Canada.

des dépôts acides) et du modèle lagrangien du SEA de l'évaluation du soufre (MLSS) permettent d'affirmer que les principaux agents responsables de l'acidité des retombées atmosphériques émanent des émissions canadiennes de SO_2 et de NO_x . Cette affirmation est basée sur l'étude des cartes continentales des émissions et de la comparaison des prévisions des modèles avec des données observées. La figure 12.13 donne l'exemple des prévisions estimées par RELAD de 30 ans de retombées annuelles moyennes de sulfate et de nitrate basées sur les données d'émissions de 1995. Les pics de la figure 12.13a indiquent la présence de retombées

humides de sulfate suivant, de l'ouest vers l'est, le corridor Calgary-Edmonton puis les régions de Fort McMurray en Alberta et de Flin Flon et de Thompson au Manitoba. La figure 12.13b indique que des pics d'émissions de retombées humides chargées en nitrate se produisent en Alberta le long et à l'est du corridor Calgary-Edmonton, ce qui est cohérent avec les observations relevées sur les différentes sources de SO_2 et de NO_x émises dans l'Ouest canadien.

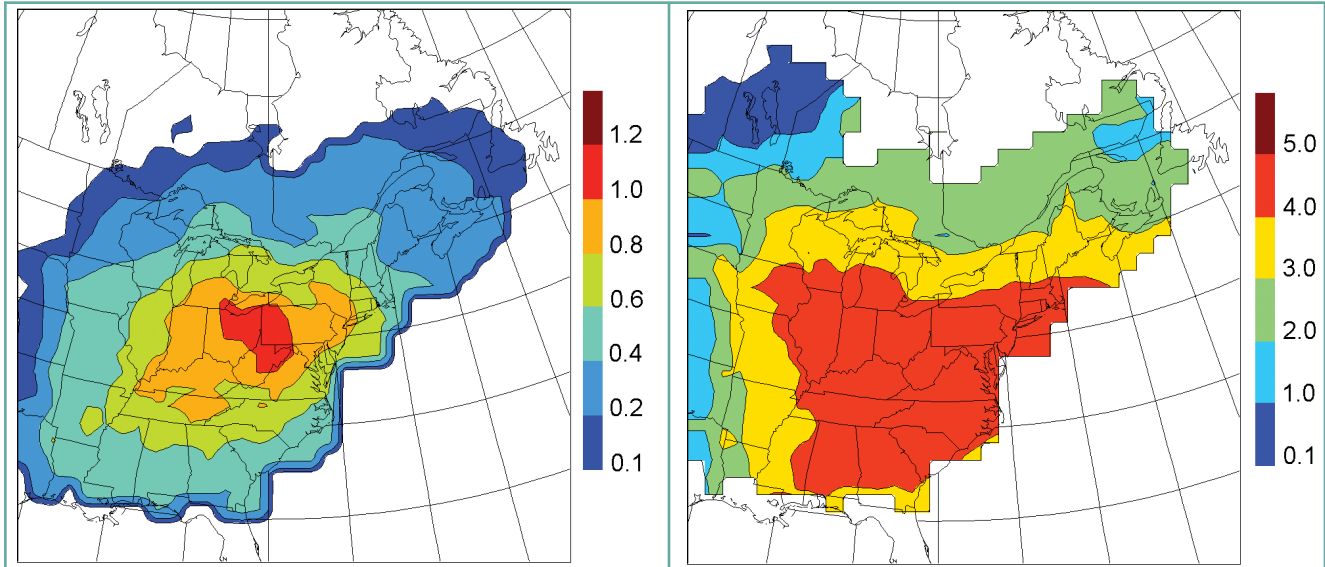


Figure 12.11. Illustration de la différence dans les quantités de sulfate présentes dans les dépôts atmosphériques humides exprimées (a) $\text{kg SO}_4^{2-}/\text{ha/a}$ et en (b) pourcentage (calculé selon $(\text{PST2010A} - \text{PST2010B})/\text{CCUSA2}$), établies d'après deux scénarios MDAO de contrôle des émissions de SO_2 : le scénario « PST2010A »⁹ et le scénario « PST2010B »¹⁰. Exprimée en termes d'émissions annuelles de SO_2 , la différence de quantités prévues aux É.-U. entre les deux scénarios correspond à 611 Ktonnes/a, soit 5% des émissions des É.-U. considérées dans le scénario « CCUSA2 »¹¹. (Note: 1 $\text{kg SO}_4^{2-}/\text{ha/a}$ équivaut à 20,8 eq/ha/a).

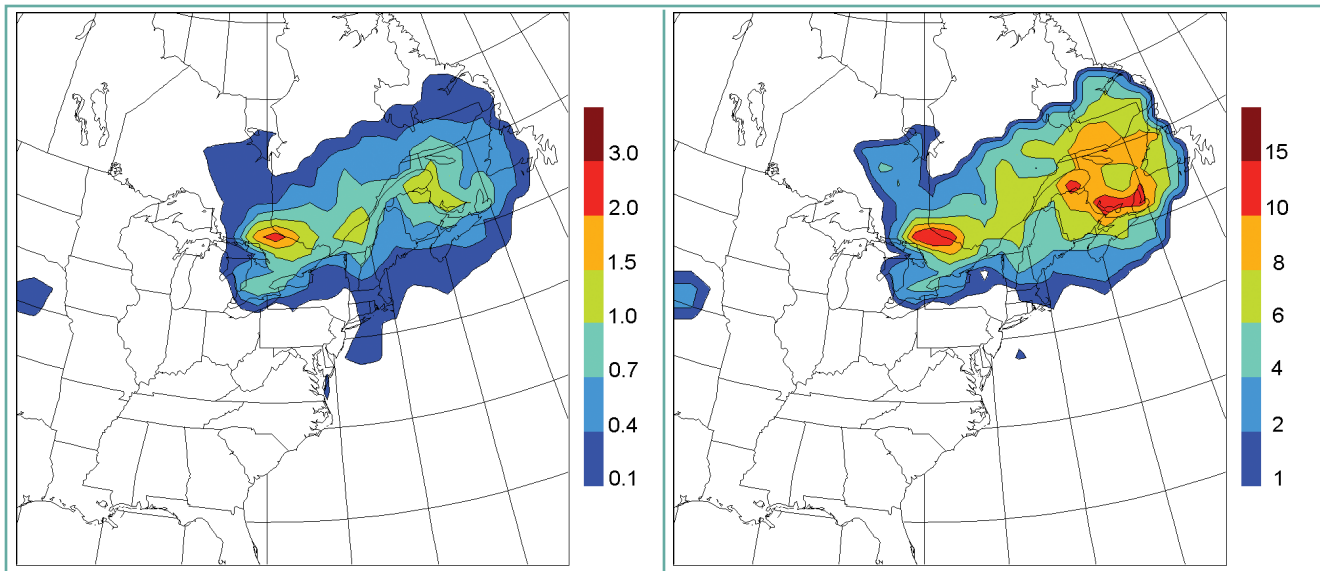


Figure 12.12. Illustration de la différence dans les quantités de sulfate présentes dans les dépôts atmosphériques humides exprimées (a) $\text{kg SO}_4^{2-}/\text{ha/a}$ et en (b) pourcentage (calculé selon $(\text{CCUSA2} - 5\text{CONLY})/\text{CCUSA2}$), établies d'après deux scénarios MDAO de contrôle des émissions de SO_2 : le scénario « CCUSA2 » (voir note de bas de page no. 16) et le scénario « 5CONLY »¹². Exprimée en termes d'émissions annuelles de SO_2 , la différence de quantités prévues au Canada à partir des deux scénarios correspond à 619 Ktonnes/a ou à 32% des concentrations d'émissions du scénario « CCUSA2 ». (Note: 1 $\text{kg SO}_4^{2-}/\text{ha/a}$ équivaut à 20,8 eq/ha/a).

⁹Dans le scénario PST2010A, on assume que l'Ontario a réduit ses émissions annuelles de SO_2 d'un 50% supplémentaire par rapport au plafond établi dans le Programme de lutte contre les pluies acides dans l'est du Canada (885 contre 443 ktonnes SO_2/a), le Québec, d'un 45% supplémentaire (500 contre 275 ktonnes/a) et le Nouveau-Brunswick et la Nouvelle-Écosse d'un 25% supplémentaire (175 contre 131 et 194 contre 146 ktonnes/a). On assume que les É.-U. réduiront les émissions annuelles de SO_2 de 55% supplémentaire par rapport aux concentrations d'émissions projetées en 2010 telles qu'elles sont prévues selon l'Accord Canada-É.-U. sur la qualité de l'air (12,446 contre 5,578 ktonnes/a).

¹⁰Ce scénario est très semblable au scénario PST2010A. La seule différence est que les émissions de SO_2 des É.-U. sont réduites de 40% par rapport aux concentrations d'émissions prévues de 2010, ce qui équivaut à une réduction de 60%, comparativement à la réduction de 55% considérée dans le scénario PST2010A.

¹¹Le scénario CCUSA2 prévoit les dépôts atmosphériques en 2010 à partir des concentrations d'émissions de SO_2 qui se produiront lorsque sera complété le Programme 1985 de lutte contre les pluies acides dans l'est du Canada et les exigences du « Titre IV » et des Phases 1 et 2 des amendements du Clean Air Act de 1990 aux É.-U.

¹²Ce scénario simple est très semblable à celui du CCUSA2. La seule différence est que les émissions canadiennes de SO_2 dans l'est du Canada (la zone de gestion des oxydes de soufre (ZGOS) ont baissé de 50% par rapport aux plafonds provinciaux accordés par le Programme de lutte 1985 contre les pluies acides de l'est du Canada. Le domaine du modèle MDAO est approximativement le même que la ZGOS dans le sud-est du Canada.

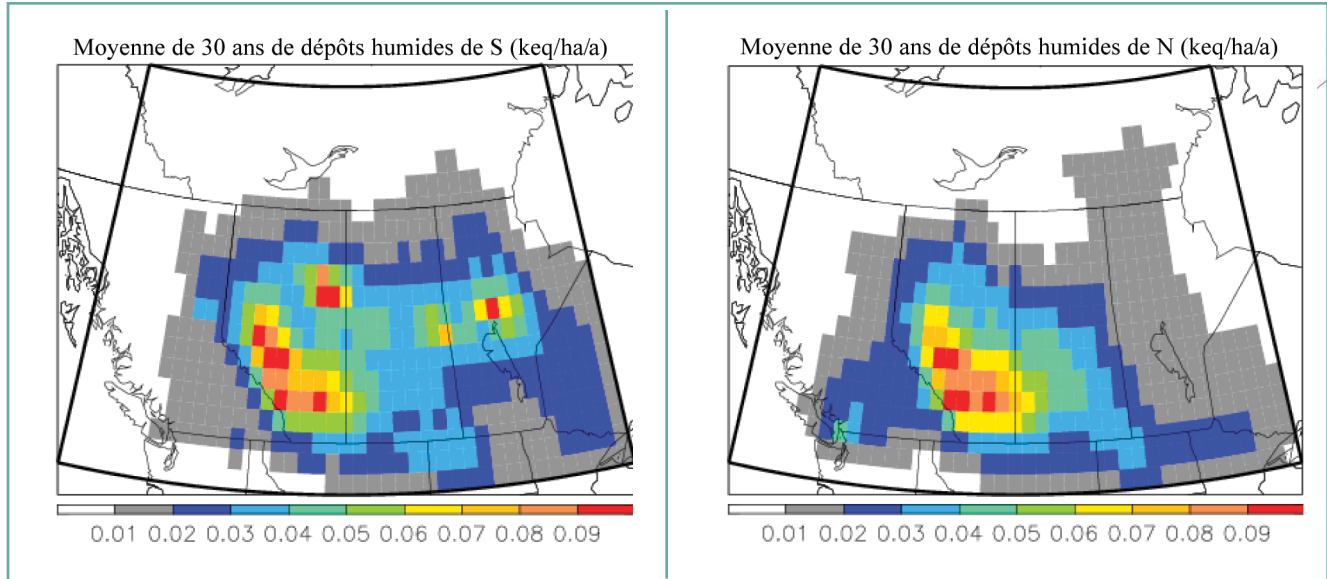


Figure 12.13. Dépôts atmosphériques de soufre et d'azote (keq/ha/a) prévus par RELAD; prévisions basées sur les conditions météorologiques moyennes du cours des années 1971 à 2000 et sur les données d'émissions canadiennes de 1995. Le domaine couvert par RELAD est indiqué par la ligne noire pleine. Chaque maille de la grille représente 1° de latitude par 1° de longitude. (Note: 1 keq/ha/a de dépôt atmosphérique humide de soufre équivaut à 48,1 kg/ha/a tandis que 1 keq/ha/a de dépôt atmosphérique d'azote équivaut à 62,1 kg/ha/a).

12.4 FAUT-IL RÉDUIRE DAVANTAGE LES ÉMISSIONS PRODUITES AU CANADA ET AUX É.-U.? SI OUI, DE COMBIEN FAUT-IL LE FAIRE ET OÙ SONT SITUÉES LES SOURCES?

Il est clair qu'il faille réduire les émissions de SO_2 et de NO_x qui affectent l'est du Canada: les dépôts atmosphériques de soufre et d'azote dépassent actuellement les charges critiques des milieux aquatiques et des forêts d'un vaste territoire de cette région. Dans l'Ouest canadien, le manque de données pour évaluer les charges critiques ne permet pas de déterminer s'il y a nécessité de réduire les émissions.

Le modèle MDAO prévoit que les charges critiques de sulfate des écosystèmes aquatiques¹³ seront encore dépassées dans le centre de l'Ontario et au Québec, même si l'on utilise les données les plus vraisemblables dans l'estimation des émissions futures de SO_2 , et ce, même si on réduisait les émissions de SO_2 du Canada et des É.-U. de 50% de plus que les réductions prévues d'ici 2010 dans le cadre de l'AQA. Ces estimations correspondent aux prévisions données par le modèle MDAO d'après des scénarios similaires présentés dans le rapport d'évaluation de 1997. On prévoit que le dépassement des charges critiques en sulfate du milieu aquatique calculé en 1997 ne pourrait être évité qu'en

envisageant le scénario de contrôle des émissions qui exige une réduction supplémentaire des émissions de SO_2 de 75% par rapport aux réductions actuellement prévues au Canada et aux É.-U. dans le cadre de l'AQA en 2010. Il est important de souligner que les charges critiques calculées en 1997 ont été révisées dans le cadre de l'évaluation 2004 et que de nouvelles estimations des charges critiques des écosystèmes aquatiques et forestiers ont été effectuées. Ces nouvelles estimations se révèlent plus faibles que celles publiées dans le rapport d'évaluation de 1997 dans beaucoup de régions, et plus élevées dans quelques autres. Par conséquent, on considère que des réductions des émissions de SO_2 plus importantes que 50 ou 75% seraient nécessaires pour ne pas dépasser ces nouvelles estimations de charges critiques.

Pour que l'on atteigne dans l'est du Canada et l'est des É.-U. les 75% de réductions d'émissions nécessaires pour ne pas dépasser les charges critiques de 1997 des milieux aquatiques, les É.-U. devraient contribuer, en termes de mégatonnes (MT), à une baisse plus importante que le Canada. Cette différence de contribution entre les deux pays s'explique par le fait que les émissions de SO_2 dans l'est du Canada constituent seulement 9% des émissions nord-américaines (selon l'estimation des émissions de l'an 2000; voir la figure 12.9).

¹³Selon les charges critiques publiées dans le rapport d'évaluation de 1997 des pluies acides au Canada. En anglais seulement.

Les estimations résultant du modèle MDAO donnent à penser que sur la base de tonne par tonne, la réduction d'une MT d'émissions dans l'est du Canada les réduirait davantage dans cette région si on réduisait une MT d'émissions issues de l'est des É.-U. Cela s'explique par le fait qu'au Canada, il y a une plus grande proportion des émissions de sources canadiennes qui s'y redéposent par rapport aux sources américaines. Ainsi, bien que les émissions de l'est des É.-U. doivent être réduites pour atteindre les charges critiques de l'est du Canada (puisque 45% ou plus des dépôts de sulfate dans l'est du Canada sont attribuables à l'apport des émissions américaines), il reste qu'il est plus profitable de réduire l'émission d'une tonne de SO₂ en Ontario et au Québec qu'une tonne de SO₂ en provenance des états de la vallée fluviale de l'Ohio ou du Nord-Est. Toutefois, réduire les émissions dans les deux pays s'avère la seule mesure capable d'éliminer complètement le dépassement des charges critiques des milieux aquatiques de l'est du Canada.

Les analyses des données des dépôts atmosphériques sont cohérentes avec les résultats de la modélisation par le modèle MDAO, bien qu'elles ne permettent pas d'estimer l'intensité des réductions des émissions de SO₂ et de NO_x requises pour ne pas dépasser les charges critiques. Les résultats des analyses nous permettent d'affirmer qu'il y aurait lieu de réduire les émissions acidifiantes dans l'est du Canada, le midwest et l'est des É.-U. et l'Ouest canadien si l'on veut réduire l'acidité des retombées atmosphériques dans l'est du Canada. Dans l'est du Canada, les plus grandes réductions des émissions doivent avoir lieu en Ontario et au Québec. Aux É.-U., les plus grandes réductions des émissions doivent être appliquées 1) dans les états du Midwest si l'on veut réduire les retombées acides dans le Nord-Ouest de l'Ontario; 2) dans les états riverains des Grands Lacs et de la vallée fluviale de l'Ohio si l'on veut aussi réduire les retombées acides dans le reste de l'Ontario et au Québec et 3) dans les états de la vallée fluviale de l'Ohio et la Côte Est si l'on veut réduire les retombées acides du Canada atlantique. Pour réduire le plus efficacement les émissions qui affectent le Canada, il faudrait, selon des résultats d'estimations complémentaires, que les mesures de réduction s'appliquent dans les régions suivantes: le tiers nord des états du Midwest, les états riverains des Grands Lacs et dans les états de la vallée fluviale de l'Ohio et de la Côte Est. En fait, la réduction des émissions dans le tiers sud des états américains ne contribuerait pour le Canada que très peu en définitive à la désacidification des retombées atmosphériques.

12.5 RÉDUIRE LES NO_x PEUT-IL COMPENSER POUR LE BESOIN DE RÉDUIRE LE SO₂? EST-CE QUE LA SATURATION EN AZOTE PRÉSENTE UN PROBLÈME? QUELS SONT LES IMPACTS DE LA RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE NO_x SUR LES ÉCOSYSTÈMES CANADIENS?

Le soufre contenu dans les dépôts atmosphériques demeure le principal agent acidifiant des bassins versants de l'est du Canada; il existe seulement un petit nombre de bassins versants dont l'acidification est attribuable à l'azote, et ce phénomène déclinerait selon l'information scientifique nouvelle. Les charges critiques ont été déterminées par l'analyse séparée des deux composés acidifiants. Les résultats indiquent que réduire les dépôts de sulfate seul peut se révéler dans certains cas une mesure efficace pour réduire le dépassement de la charge critique, tandis que dans d'autres cas, réduire à la fois les dépôts de sulfate et d'azote se révèle nécessaire (par ex., le bassin versant de la rivière Muskoka en Ontario). Ainsi, selon notre compréhension actuelle du rôle de l'azote dans l'acidification, réduire les émissions de NO_x ne compensera pas pour le besoin de réduire les émissions de SO₂.

Bien que la saturation en azote ne semble pas poser problème dans l'est du Canada, nous savons que la capacité de la portion terrestre des bassins versants de retenir les retombées en azote a des limites. Il est raisonnable de croire qu'une forte réduction des dépôts atmosphériques d'azote préservera plusieurs stations du phénomène de saturation en azote. Pour l'instant, il n'est pas possible d'établir de seuil critique de dépôts atmosphériques d'azote pour le Canada au-dessous duquel le phénomène de saturation ne risquerait aucunement de se produire.

12.6 EXISTE-T-IL D'AUTRES FACTEURS QUI POURRAIENT FAIRE DIMINUER L'EFFICACITÉ DES RÉDUCTIONS DES ÉMISSIONS?

Ces facteurs existent. Ils sont liés aux phénomènes suivants:

- ⇒ Le lessivage des cations basiques. Ainsi, la capacité des sols à neutraliser l'acidité des retombées futures diminue; autrement dit, le lessivage accroît la vulnérabilité des sols aux dépôts acides.



- ⇒ La conversion des sulfures. Dans les conditions limitées en oxygène existant dans les sédiments des milieux humides, le sulfate des dépôts atmosphériques est converti en sulfures, des composés d'entreposage stables de cet élément. Lorsque la nappe phréatique s'abaisse aux périodes de sécheresse, l'oxygène pénètre dans ces sols auparavant anaérobiques, oxyde les sulfures et cela les libère sous forme de sulfate. De telles conditions climatiques pourraient brouiller la relation attendue entre la baisse des dépôts atmosphériques de sulfate et les concentrations de sulfate dans les lacs et les rivières en causant des variations temporelles des flux de sulfate des bassins versants dominés par les milieux humides.
- ⇒ Le largage du sulfate entreposé dans les sols. On prévoit que la diminution des entrées de sulfate dans les sols, résultant de la réduction des dépôts acides, entraînera le largage (désorption) du sulfate entreposé. Le largage du sulfate dans les lacs et les rivières contrecarre donc les effets de la réduction des émissions de SO_2 . La quantité de sulfate entreposée dans les sols susceptibles d'être larguée dépend des caractéristiques des sols et de la concentration de sulfate contenue dans les dépôts atmosphériques. Dans les bassins versants, tel que celui de Plastic Lake situé dans la région de Muskoka-Haliburton de l'Ontario, on prévoit que pour des décennies à venir le sulfate entreposé dans les sols continuera d'être largué dans les eaux de surface¹⁴.
- ⇒ La minéralisation du soufre organique. La minéralisation (transformation de soufre organique en sulfate inorganique) et l'immobilisation (transformation de sulfate inorganique en soufre organique) sont des processus microbiens qui se produisent simultanément dans les sols. La minéralisation peut devenir une source de sulfate pour les eaux de drainage, à condition que le sulfate largué des composés de soufre organique dépasse son taux d'immobilisation. Un certain nombre d'études ont montré que la minéralisation était responsable de l'exportation nette du sulfate des sols des bassins versants du Canada.
- ⇒ La saturation en azote des écosystèmes terrestres. Lorsqu'ils reçoivent plus d'azote que ce qu'ils peuvent en utiliser, ce dernier forme un acide qui peut être lessivé des sols et acidifier les eaux de surface.

12.7 EST-CE QUE LES ÉCOSYSTÈMES AFFECTÉS MONTRENT DES SIGNES DE RÉTABLISSMENT À LA SUITE DES MESURES DE RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE SO_2 QUI ONT ÉTÉ APPLIQUÉES DANS LE PASSÉ? DANS L’AFFIRMATIVE, COMMENT LE RÉTABLISSMENT S’EFFECTUE-T-IL? SINON, POURQUOI? ET QUAND ET À QUELLES CONDITIONS PEUT-ON S’ATTENDRE À UN RÉTABLISSMENT CONSIDÉRÉ ACCEPTABLE AU PLAN ENVIRONNEMENTAL? QUEL RÔLE JOUENT LES ÉMISSIONS DE NO_x ?

On n'a pas observé jusqu'à présent de rétablissement chimique et biologique à grande échelle dans aucun écosystème, mais certains signes encourageants prouvent que du rétablissement se produit.

Dans l'est du Canada, aux alentours des fonderies qui ont fortement réduit leurs émissions depuis un certain temps (par ex., à Sudbury et, dans une moindre mesure, à Rouyn-Noranda), on observe la remontée du pH ou de l'alcalinité des lacs, une preuve manifeste de rétablissement chimique. Par ailleurs, les lacs du sud-est du Canada qui sont principalement affectés par les sources des dépôts acides transportés sur de longues distances voient leur concentration de sulfate diminuer, malgré la remontée relativement faible de leur pH (ou de l'alcalinité). Cependant, des phénomènes tels que le déclin des cations basiques dans les précipitations et les sols des bassins versants, le largage du soufre induit par les périodes de sécheresse et les dommages causés aux phénomènes générateurs d'alcalinité dans les lacs limitent – et plus probablement reportent – le rétablissement chimique; le rétablissement biologique devant nécessairement se produire après le rétablissement chimique. En définitive, les lacs se trouveront dans un état plus « dilué » (c.-à-d. à des concentrations ioniques plus basses et ainsi plus sensibles) qu'ils ne l'étaient avant le début de l'acidification.

Il est probable que beaucoup de lacs se rétablissent selon un état différent que leur état d'origine. Dans certains lacs hautement endommagés (par ex., dans la région de Sudbury), les communautés d'algues et de zooplancton réagissent favorablement à la remontée du pH, mais le rétablissement

¹⁴Eimers, M.C., Dillon, P.J., Schiff, S.L.. 2004. Sulphate flux from an upland forested watershed in south-central Ontario, Canada. *Water Air and Soil Pollution* 152, 3-22.



global demeure limité par la présence de métaux toxiques et par des périodes de réacidification.

L'acidification expérimentale a démontré que les écosystèmes aquatiques pouvaient être résilients au stress d'acidité; mais certaines communautés biologiques pourraient demeurer altérées à tout jamais, même à la suite du processus lent et complexe de rétablissement. L'augmentation du nombre de plongeurs et d'autres oiseaux aquatiques, qui viennent se reproduire dans le sud-est du Canada marque un signe encourageant de rétablissement, mais le taux de reproduction des plongeurs déclinera d'après les dernières observations; ce phénomène deviendrait inquiétant s'il se poursuivait et se répandait. On prévoit que la qualité de l'habitat des oiseaux aquatiques qui nichent dans les petits lacs et les milieux humides du sud-est du Canada s'améliorera au bénéfice des oiseaux piscivores (par ex., le plongeur huard et le grand harle) et des petits poissons (par ex., les cyprins), mais ne profitera pas à certains canards plongeurs insectivores (par ex., le garrot à œil d'or), compte tenu de l'ampleur des transformations chimiques qui auront cours.

Ces preuves de rétablissement des lacs dans certaines régions corroborent l'hypothèse selon laquelle les propriétés chimiques des sols (concentrations en cations basiques) se rétablissent aussi, puisque ce sont elles qui sont en cause dans la régulation de l'acidité des eaux de surface. Cependant, des données empiriques de même que des résultats de modélisation nous font supposer que les réserves de cations basiques dans les sols continuent à diminuer dans tout le sud-est du Canada, un phénomène qui menace autant le caractère durable des forêts que le rétablissement des lacs et des rivières. Pour qu'il y ait rétablissement des écosystèmes terrestres, il faudrait que les quantités de dépôts acides baissent au point que l'apport de cations basiques dans les sols issus de leur altération chimique et les apports atmosphériques équivalent, voire dépassent, la perte de ces cations par le lessivage d'acides.

Les émissions de NO_x ont aussi un rôle à jouer dans l'acidification des sols des bassins versants de l'est du Canada, mais dans une moindre mesure que les émissions de soufre, qui demeurent l'agent acidifiant prédominant (représentant en général > 90% du lessivage d'acides des sols). Le nitrate contribue à l'acidification des sols de certains bassins versants, tels que le bassin versant de la rivière Muskoka situé en Ontario.

12.8 QUELS AVANTAGES SOCIO-ÉCONOMIQUES PEUT-ON TIRER DE L'ATTÉNUATION DES DÉPÔTS ACIDES?

Les dépôts acides créent des impacts négatifs sur les lacs, les rivières, les sols, les forêts, la faune sauvage, la diversité biologique, les édifices et la santé humaine. Les avantages socio-économiques de réduire ou d'éviter ces impacts négatifs pourraient être considérables. De plus, les réductions des MP et de l'ozone, engendrées par les réductions des émissions acidifiantes, présenteraient une large gamme d'avantages pour l'environnement, l'économie et la santé humaine.

Les dépôts atmosphériques actuels d'acides qui tombent sur les forêts font, chaque année, perdre au Canada atlantique plus d'un demi-million de mètres cubes de bois, en raison des pertes d'éléments minéraux nutritifs que ces dépôts causent. Selon les prix du marché, la valeur de ce bois perdu se chiffre en centaines de millions de dollars par an.

Le déclin des poissons dans les lacs et les rivières de l'est du Canada crée des impacts considérables sur l'industrie de la pêche, du saumon atlantique en particulier. Le déclin des populations de poissons aura aussi des répercussions non négligeables dans le domaine de la pêche récréative, pour laquelle il s'est dépensé 1,9 milliard \$ en 1996.

Les effets corrosifs des dépôts acides peuvent être considérables, notamment pour les pylônes des lignes de transport d'électricité. Les dépôts acides peuvent réduire de 50% la durée de leur vie espérée et faire grandement augmenter les besoins en réparation et en entretien, qui coûtent des milliers de dollars par an par pylône.

Tout indique que les dommages causés par les dépôts acides à l'intégrité de l'environnement et des écosystèmes causeraient des impacts économiques des plus considérables. En 1996, les Canadiens ont dépensé plus de 12 milliards \$ pour des activités reliées à la nature. Ce montant ne représente probablement que la pointe de l'iceberg de la valeur entière que les Canadiens accordent à l'environnement.

Les aérosols acides, les MP et l'ozone peuvent provoquer toute une variété d'effets néfastes sur la santé humaine, qui vont de l'apparition de changements subtils et de symptômes légers jusqu'à des effets plus graves (nécessitant l'hospitalisation), voire jusqu'à la mort prématurée. Les personnes âgées, les enfants et les gens souffrant de problèmes cardiorespiratoires tels que l'asthme semblent



constituer le groupe le plus vulnérable aux effets des polluants en circulation dans l'air ambiant. Ces effets font augmenter les coûts des soins médicaux.

La réduction des émissions de SO₂ et de NO_x présentera aussi des avantages considérables qui vont au-delà de la réduction des dépôts acides (voir ci-dessous).

12.9 QUELS LIENS RELIENT LES DÉPÔTS ACIDES AUX AUTRES POLLUANTS? QUELLE EST L'IMPLICATION DES DÉPÔTS ACIDES DANS LA FORMATION DES MATIÈRES PARTICULAIRES ET DE L'OZONE? DANS LA POLLUTION PAR LE MERCURE? ET QUELLE PART PRENNENT-ILS AU PHÉNOMÈNE DES CHANGEMENTS CLIMATIQUES?

12.9.1 Les matières particulaires

Les précurseurs (SO₂ et NO_x) émis dans l'atmosphère entrent tous deux dans la formation des MP et des dépôts acides. La relation entre les matières particulaires fines (MP_{2,5}) et les différentes concentrations de ces gaz présents dans l'air ambiant est complexe. Les concentrations ambiantes de SO₂ et des MP_{2,5} tendent à long terme à évoluer dans le même sens. La réduction des émissions de SO₂ aurait donc pour effet de réduire les concentrations des MP_{2,5}.

La relation entre les concentrations de NO_x et les MP_{2,5} présentes dans l'air ambiant est aussi complexe. Cependant, on sait que dans des conditions où le NH₃ est limitatif, la réduction des émissions de SO₂ – sans changement concomitant des émissions de NO_x et de NH₃ – peut se traduire par l'augmentation des concentrations des MP, en raison de la formation de particules de nitrate d'ammonium qui se trouve favorisée. Ainsi, les réductions des émissions de SO₂ et de NO_x devraient être réalisées au même moment si l'on veut réduire les MP.

12.9.2 L'ozone

Le précurseur NO_x émis dans l'atmosphère est autant impliqué dans la formation de l'ozone troposphérique (O₃) que des dépôts acides. L'ozone troposphérique se forme par suite de réactions chimiques, les plus communes impliquant les oxydes d'azote, les composés organiques volatils (COV; par ex., les solvants), et la lumière du soleil. De manière générale, l'augmentation des émissions de NO_x fait augmenter l'ozone troposphérique à l'échelle régionale. Mais dans les zones urbaines, ce sont les émissions de COV qui semblent davantage influencer les concentrations d'ozone (les mesures

de contrôle des émissions de COV se révèlent plus efficaces pour réduire l'ozone que les mesures qui concernent les NO_x), l'augmentation des émissions de NO_x les faisant plutôt diminuer, un phénomène appelé en anglais « NO_x disbenefit ». Il devient ainsi difficile de prévoir les effets des réductions des émissions de NO_x sur les concentrations d'ozone formé, compte tenu de la relation non linéaire qui existe entre les concentrations de NO_x, de COV et de l'ozone formé.

12.9.3 Les changements climatiques

Les dépôts acides et les changements climatiques sont reliés de différentes façons: 1) la combustion des carburants fossiles constitue la principale source anthropique i) de dioxyde de carbone (CO₂) – un gaz à effet de serre important – ii) et de SO₂ et de NO_x, précurseurs des dépôts acides. Par conséquent, réduire l'utilisation des carburants fossiles aidera à remédier aux deux problèmes; 2) le SO₂ et le NO_x contribuent à la formation de MP et d'ozone troposphérique, lesquels influencent directement – sinon indirectement – le bilan radiatif de l'atmosphère (c.-à-d. la quantité de chaleur et de lumière qui sont réfléchies dans l'espace ou en direction de la terre). La plupart du temps, l'ozone troposphérique produit un effet réchauffant sur le climat, tandis que les particules de sulfate exercent sur lui un effet refroidissant à l'échelle saisonnière; 3) un climat changeant peut modifier les quantités et les patrons de précipitations, lesquels pourraient influencer le transport, la dispersion et les apports atmosphériques des polluants acidifiants; et 4) un climat plus chaud peut favoriser l'augmentation des émissions biosynthétiques de NO_x, de SO_x et de COV. Par exemple, l'augmentation de la température à la surface du sol peut favoriser les émissions des NO_x produites par les bactéries du sol. Notre capacité de prévoir les effets de l'augmentation ou de la réduction des émissions de SO₂ et de NO_x demeure limitée bien que l'on sache qu'un lien existe entre les dépôts acides et les changements climatiques.

12.9.4 Le mercure

L'émission de mercure et autres émissions polluantes dangereuses agissent en synergie avec le SO₂ et le NO_x pour accroître les effets néfastes des dépôts acides sur la faune aquatique et terrestre. Le taux de conversion du mercure (Hg) en méthylmercure (MeHg) biodisponible toxique augmente avec l'acidité des eaux de surface. Des études récentes ont démontré que la baisse marquée des dépôts atmosphériques de sulfate et de Hg était corrélée avec les baisses des teneurs de Hg dans les poissons et de la faune piscivore, telle que le plongeon huard. C'est pourquoi la réduction des émissions acidifiantes aiderait à atténuer le problème du mercure.



12.10 OÙ DOIT-ON POURSUIVRE LES ACTIVITÉS DE SURVEILLANCE DE L'ATMOSPHÈRE ET DES ÉCOSYSTÈMES?

Les biotes aquatiques, la faune sauvage et les forêts doivent continuer d'être suivis dans les régions où il y a, ou eu, dépassement des charges critiques. Des systèmes de surveillance capables d'intégrer des données de nature chimique et biologique sont nécessaires pour déterminer de quelle façon les changements observés dans les eaux de surface et dans la chimie des sols affectent la diversité biologique et la productivité des écosystèmes et, si nécessaire, pour justifier la mise sur pied d'un programme de gestion de rétablissement des écosystèmes affectés.

12.11 VERS QUELS ASPECTS DU PROBLÈME DES DÉPÔTS ACIDES DEVRIONS-NOUS CENTRER LES EFFORTS DE RECHERCHE?

12.11.1 Les émissions

Les efforts de recherche doivent porter sur le développement des statistiques, des méthodologies et des coefficients d'émission pour caractériser les émissions qui proviennent des secteurs du transport routier, de l'agriculture et du chauffage au bois résidentiel.

Actuellement, une forte proportion des débits d'émissions employés pour estimer les émissions en provenance des sources industrielles et domestiques est basée sur d'anciennes mesures effectuées aux É.-U. Ces données auraient besoin d'être ajustées en fonction de la réalité canadienne des conditions du temps, des caractéristiques des carburants, des exploitations, des procédés industriels et des pratiques de contrôle des émissions et équipements associés.

On doit améliorer les inventaires d'émissions des variables qui régissent l'acidité totale des dépôts atmosphériques. Dans le cas de certaines modélisations des effets, on utilise l'acidité totale plutôt que le sulfate, par exemple, comme variable de l'atmosphère. Malheureusement, il est difficile de prévoir adéquatement la variable pH parce que sa mesure requiert la mesure (en concentration ou en dépôts) de tous les composés acidifiants présents dans l'atmosphère, incluant l'ammoniac total et les cations basiques. Or les cations basiques posent un problème particulier à mesurer du fait de leur présence en proportions variables dans le matériel crustal (c.-à-d. les poussières libres), la nature de cette forme d'émission n'étant de plus pas encore bien caractérisée.

12.11.2 La surveillance et l'analyse des dépôts atmosphériques

Les dépôts de soufre et d'azote constituent la cible vers laquelle doivent être dirigés les efforts de surveillance de l'atmosphère et des précipitations; ils doivent être mieux caractérisés. L'azote est particulièrement visé parce qu'actuellement, on se trouve à sous-estimer systématiquement les quantités qui se déposent, faute de ne pouvoir mesurer toutes les espèces chimiques qui composent les dépôts. Actuellement, la modélisation peut fournir une estimation des dépôts acides secs et humides; cependant jusqu'à tout récemment il n'était pas possible de mesurer sur le terrain les dépôts secs seuls sur une base régulière dans de multiples stations. Pour cette raison, il n'a pas été possible de déterminer ni la part précise des dépôts secs contenus dans les dépôts acides, ni la contribution du soufre et de l'azote à l'acidité totale des dépôts atmosphériques, ni de valider par des mesures directes les prévisions des dépôts secs seuls. En améliorant la précision des mesures des dépôts atmosphériques totaux, nous pourrions mieux déterminer où et quand il y a dépassement des charges critiques au Canada.

Nous devons augmenter dans l'est et l'ouest du Canada le nombre de stations où mesurer les dépôts secs et humides de manière à caractériser les dépôts atmosphériques avec exactitude pour tout le pays. Grâce à ces nouvelles données, on pourra déterminer la distribution spatiale des dépôts secs et humides de tout le Canada et, combinée aux données américaines, de toute l'Amérique du Nord. Ces données aideront à combler notre manque de connaissances sur les régions où les charges critiques des écosystèmes sont dépassées et à améliorer nos évaluations sur l'exposition des humains aux aérosols acides. Enfin, elles constitueront la base nécessaire pour que l'on détermine si les programmes de réduction des émissions au Canada et aux É.-U. se révèlent efficaces à réduire l'acidité des dépôts dans les régions là où c'est nécessaire. Cela est particulièrement important dans l'Ouest canadien où de telles questions demeurent sans réponse, faute de données suffisantes.

De plus, les efforts de recherche devraient davantage être centrés sur le développement de techniques d'analyses statistiques plus élaborées afin qu'on établisse les relations source-récepteur. Il sera ainsi plus facile d'évaluer l'efficacité de nouvelles mesures de réductions des émissions au Canada et aux É.-U.

12.11.3 Les forêts et les sols

Les effets négatifs de la baisse de fertilité des sols sur la santé des forêts sont de plus en plus rapportés dans les études



récentes. Les chercheurs s'inquiètent des effets des dépôts acides sur la productivité des forêts canadiennes situées sur les sols faiblement tamponnés. Il leur est encore difficile de quantifier la relation entre les dépôts acides et la santé des forêts. C'est pourquoi ils veulent intensifier les efforts de recherche en ce sens.

Par ailleurs, il leur est aussi difficile d'évaluer le temps que mettront les sols forestiers et les eaux de surface à se rétablir, car il faut connaître le taux d'altération des minéraux des sols et quantifier les réserves en cations basiques des sols pour suivre leur évolution. La recherche doit s'orienter vers l'étude de ces variables du sol et de leur validation.

L'excès de soufre largué des sols peut être en partie responsable du délai observé dans le rétablissement des lacs et des rivières de l'est du Canada; cet élément acidifiant supplémentaire n'est pas considéré dans les modèles de calcul des charges critiques. Par conséquent, les processus qui contrôlent la transformation et l'exportation du soufre des sols des bassins versants vers les eaux de surface doivent être étudiés, dans un contexte de diminution des dépôts atmosphériques de soufre. Par ailleurs, même si le problème de saturation en azote ne semble pas encore affecter l'est du Canada, il reste que la capacité des forêts à absorber les apports atmosphériques d'azote demeure limitée. La saturation en azote des eaux de surface compte parmi les phénomènes à surveiller dans les stations de recherche existantes de l'est et de l'ouest du Canada.

12.11.4 La chimie aquatique

À cet égard, les activités de recherche doivent consister dans la mise sur pied d'un cadre d'inventaire de tout le Canada et dans l'acquisition de connaissances sur les sols.

Actuellement, notre capacité d'évaluer l'état de la chimie des lacs du Canada est fortement limitée par le manque de données qui proviendraient d'un dispositif d'échantillonnage adéquat. Idéalement, il faudrait, pour évaluer l'état actuel des lacs, réaliser un inventaire statistique régional de ceux-ci selon un dispositif tel que les dispositifs d'échantillonnage aléatoire stratifié adoptés aux É.-U. et en Europe du Nord. Si un tel inventaire des lacs était répété (approximativement une fois par décennie – un horaire d'échantillonnage cyclique des lacs serait institué pour qu'un dixième des lacs soit échantillonné chaque année) et intégré dans une organisation hiérarchisée de réseaux de surveillance temporelle et de stations spécifiques pour la recherche, il fournirait toute l'information exigée pour l'évaluation de l'état des ressources, leur évolution et les facteurs en cause, enfin, pour prévoir ce qu'il en adviendrait.

12.11.5 Le biote terrestre et aquatique

Le rétablissement des écosystèmes constitue le principal objectif visé par l'application de mesures de réduction des émissions. Pour l'atteindre, il nous faut connaître les réactions de nature biologique induites par les réductions d'émissions, la capacité de les prévoir, et du rétablissement des habitats qui s'ensuit pour évaluer la justesse des mesures de contrôle et diriger les efforts de gestion et de conservation. Déterminer la nature et le taux du rétablissement biologique requiert la mise sur pied d'une équipe de recherche multidisciplinaire, un système de surveillance capable d'intégrer des données de biologie et d'habitat et des modèles de prévision robustes. L'information amassée servirait à déterminer comment la perte continue de diversité biologique influence les fonctions des écosystèmes, information qui permettrait de proposer les mesures de réduction des émissions nécessaires à l'atteinte des objectifs de rétablissement fixés.

Beaucoup d'autres facteurs de stress environnementaux viennent influencer la nature du rétablissement des écosystèmes et le rythme auquel ils se rétablissent. Les interactions qui se produisent entre l'acidification et d'autres phénomènes agressifs pour les écosystèmes devraient être considérés dans l'amélioration des modèles. Les stress importants comprennent, entre autres, ceux reliés aux problèmes de l'atmosphère et du climat, aux métaux et autres substances toxiques, à l'utilisation des terres et aux pratiques d'aménagement forestier ainsi qu'aux espèces invasives. La connaissance des interactions entre l'acidification et les autres facteurs de stress permettra de fournir des prévisions plus réalistes sur le rétablissement des écosystèmes.

Un système de biosurveillance compatible avec l'inventaire de la chimie des lacs tel qu'on l'a décrit ci-dessus permettrait de constituer une base de données idéale pour évaluer l'état des ressources, déterminer leur évolution et prévoir les conditions biologiques à venir. De telles données nous permettraient d'étudier certains mécanismes spécifiques au rétablissement biologique et certains facteurs, agressifs pour les écosystèmes. Les résultats de ces études plus intensives sont requis pour que l'on puisse interpréter adéquatement les tendances observées et raffiner les modèles de prévision.

Peu d'attention jusqu'à présent a été portée sur l'impact que l'acidification produit sur la faune sauvage terrestre. La perte de sources de calcium a le potentiel d'affecter les invertébrés terrestres et la faune sauvage qui en dépendent (par ex., les oiseaux chanteurs). Les effets potentiels de l'acidification sur eux pourraient être évalués avec les données actuelles, bien que ces évaluations gagneraient à être complétées par des études de terrain ciblées.



On devrait déterminer les options de gestion des lacs acidifiés, des milieux humides et des cours d'eau et de leur rétablissement rapide en les analysant sous l'angle de leur efficacité, leur coût et leur rendement global.

Le modèle d'évaluation intégrée (MEI) est employé pour prévoir les réactions chimiques et biologiques de divers scénarios de réduction des émissions de SO₂. Ce modèle représente un outil d'évaluation intégrateur important et il nécessite d'être mis à jour et amélioré de manière à ce qu'il puisse intégrer les connaissances à venir.

12.11.6 Les modèles de la chimie de l'atmosphère

La modélisation des dépôts acides au Canada touche un nombre de domaines pour lesquels il y a des besoins en recherche. Depuis peu, les modèles peuvent fournir des prévisions des dépôts atmosphériques secs. Pour valider ces prévisions, nous avons besoin d'observations appropriées de dépôts secs de soufre et d'azote.

Quelques-unes des propriétés clés de l'ammoniac et de l'acide nitrique représentent un champ d'investigation nécessaire pour prévoir plus précisément les dépôts atmosphériques secs et humides ainsi que la formation du smog. Ces prévisions gagnent en importance à mesure que les responsables de l'élaboration des politiques réclament des prévisions « scientifiquement défendables » sur les effets des émissions de multiples polluants sur la qualité de l'air y compris les effets des dépôts atmosphériques acides.

À mesure que les scénarios de contrôle des émissions reflètent davantage la réalité, les efforts nécessaires à la préparation des données d'émissions de manière à les rendre utilisables par les modèles de prévision des dépôts acides s'intensifient. Pour ce faire, nous avons besoin de systèmes plus complexes et plus flexibles de traitement des émissions, de même que de données sur les émissions des principales MP, y compris le matériel crustal (les poussières).

La performance des modèles de prévision sera évaluée sur la base des comparaisons entre les prévisions obtenues avec les données météorologiques compilées de toute l'année utilisées comme variables d'entrée dans les modèles et les nouvelles observations sur la chimie de l'air et des précipitations.

Dans la présente évaluation, les dépôts ont été calculés par des modèles de prévision selon une grille dont les mailles font de 91 à 127 km. Dans certains cas (par ex., près des sources majeures d'émission), l'emploi d'une grille plus fine et d'une meilleure résolution spatiale des émissions améliorerait l'exactitude des prévisions.

12.11.7 Les aspects socio-économiques

Bien que la recherche en économie de l'environnement évolue, nous devons chercher à connaître la valeur des impacts que causent les dépôts acides. Les quelques modèles d'évaluation économique des dépôts acides existants (par ex., le Modèle d'évaluation de la qualité de l'air d'Environnement Canada) ne permettent pas de considérer adéquatement les avantages environnementaux qui résultent de la réduction des émissions. Les prochains travaux de recherche devraient porter sur l'évaluation des avantages et coûts associés aux effets des dépôts acides sur la croissance forestière et leur rendement, la pêche récréative, la consommation de la faune sauvage et la diversité biologique.

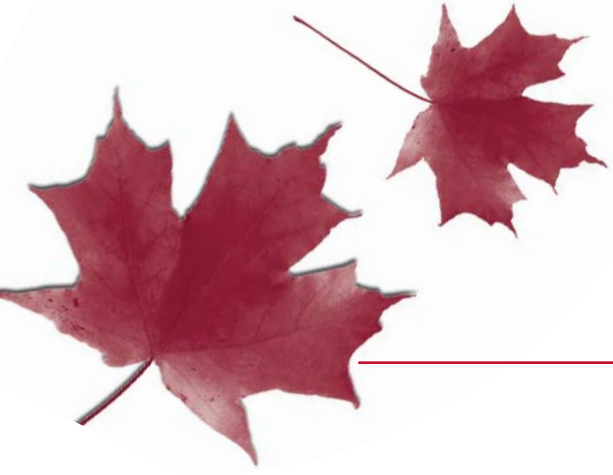
12.12 CONCLUSION

Les réductions des émissions acidifiantes de la part du Canada se sont révélées efficaces. Cependant les dépôts acides continuent encore d'affecter l'environnement et la santé des Canadiens. En effet, selon les estimations allant des scénarios des plus aux moins optimistes, de 21 à 75% du territoire de l'est du Canada (ce qui correspond à 0,5-1,8 millions km²) continuent de recevoir des dépôts acides qui dépassent ses charges critiques, malgré le fait que les taux de dépôts acides y aient diminué.

On estime qu'une réduction des émissions de SO₂ de l'ordre d'un 75% supplémentaire sera requise de la part du Canada et des É.-U. – en plus des réductions prévues d'ici 2010 en vertu de l'AQA – si l'on veut préserver les écosystèmes canadiens de l'Est des dommages que les dépôts acides leur causent. Actuellement, les données manquent pour déterminer la capacité des écosystèmes de l'Ouest canadien à absorber des dépôts acides sans qu'ils subissent de dommages; il n'est donc pas possible d'évaluer avec précision dans quelle mesure les dépôts acides les affectent.



Les activités de surveillance et de recherche doivent obligatoirement se poursuivre si l'on veut acquérir la connaissance de la complexité des impacts subis à long terme par les écosystèmes – certains s'avérant irréversibles – et vérifier l'efficacité des mesures de réduction des émissions. Ces activités de surveillance doivent s'étendre aux provinces de l'Ouest; on doit s'assurer que les dépôts acides n'endommagent pas les écosystèmes de ces régions à la géologie sensible à l'acidité et où les émissions de SO₂ et de NO_x sont en hausse.



editeurs et auteurs

Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada: Sommaire des résultats clés

Éditrice/Auteure principale:

Heather A. Morrison
Conseillère scientifique principale,
Pluies acides
Direction de l'évaluation et de l'intégration scientifiques
Environnement Canada
4905, Dufferin Street
Downsview, Ontario, M3H 5T4
Canada

Contributeurs:

Auteurs principaux de l'évaluation
(listés ci-dessous)

Éditrice:

Heather A. Morrison
Conseillère scientifique principale,
Pluies acides
Direction de l'évaluation et de l'intégration scientifiques
Environnement Canada
4905, Dufferin Street
Downsview, Ontario, M3H 5T4
Canada

Assistante éditrice:

Silvina Carou
Agente scientifique de la qualité de l'air
Direction de l'évaluation et de l'intégration scientifiques
Environnement Canada
4905, Dufferin Street
Downsview, Ontario, M3H 5T4
Canada

Chapitre 1 - Introduction

Heather A. Morrison
Conseillère scientifique principale,
Pluies acides
Direction de l'évaluation et de l'intégration scientifiques
Environnement Canada
4905, Dufferin Street
Downsview, Ontario,
Canada

Chapitre 2 - Les émissions polluantes reliées aux dépôts acides de l'Amérique du Nord

David Niemi

Gestionnaire
Rapports et sensibilisation de l'information Données sur la pollution
Environnement Canada
351, boul. St-Joseph
Gatineau, Québec, K1A 0H3
Canada

Chapitre 3 - Les réactions de l'atmosphère suite aux changements des émissions antérieures

Auteur principal:

Robert Vet
Spécialiste des sciences physiques
Recherche en mesure et en analyse
Direction de la recherche sur la qualité de l'air
Environnement Canada
4905, Dufferin Street
Downsview, Ontario, M3H 5T4
Canada

Contributeurs:

Jeff Brook
Chercheur scientifique
Recherche sur les processus
Direction de la recherche sur la qualité de l'air
Environnement Canada
4905, Dufferin Street
Downsview, Ontario, M3H 5T4
Canada

Chul-Un Ro

Physical Scientist
Measurements and Analysis Research
Air Quality Research Branch
Environnement Canada
4905, Dufferin Street
Downsview, Ontario, M3H 5T4
Canada

Mike Shaw

Spécialiste des sciences physiques
Recherche en mesure et en analyse
Direction de la recherche sur la qualité de l'air
Environnement Canada
4905, Dufferin Street
Downsview, Ontario, M3H 5T4
Canada

Julie Narayan

Spécialiste à l'analyse des données
Recherche en mesure et en analyse
Direction de la recherche sur la qualité de l'air
Environnement Canada
4905, Dufferin Street
Downsview, Ontario, M3H 5T4
Canada

Leiming Zhang

Spécialiste à l'analyse des données
Recherche en mesure et en analyse
Direction de la recherche sur la qualité de l'air
Environnement Canada
4905, Dufferin Street
Downsview, Ontario, M3H 5T4
Canada

Michael D. Moran

Chercheur scientifique
Recherche en modélisation et intégration
Direction de la recherche sur la qualité de l'air
Environnement Canada
4905, Dufferin Street
Downsview, Ontario, M3H 5T4
Canada

Maris Lulis

Chef, Recherche en mesure et en analyse
Direction de la recherche sur la qualité de l'air
Environnement Canada
4905, Dufferin Street
Downsview, Ontario, M3H 5T4
Canada

Chapitre 4 - Les programmes de mesures de contrôle des émissions, actuels et proposés: comment affecteront-ils les dépôts acides?

Michael D. Moran

Chercheur scientifique
Recherche en modélisation et intégration
Direction de la recherche sur la qualité de l'air
Environnement Canada
4905, Dufferin Street
Downsview, Ontario, M3H 5T4
Canada

Chapitre 5 - Effets sur les forêts et les sols des bassins versants

Auteur principal:

Daniel Houle
Chercheur, Pluies acides
Environnement Canada
105, rue McGill, 8^{ième} étage
Montréal, Québec, H2Y 2E7
Canada
et
Direction de la recherche forestière
Complexe scientifique
Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec
2700, rue Einstein
Sainte-Foy, Québec, G1P 3W8
Canada

Contributeurs:

Shaun Watmough
Titulaire d'une bourse de recherche postdoctorale
Études en ressources environnementales
Université de Trent
Peterborough, Ontario, K9J 7B8
Canada

Rock Ouimet

Chercheur en pédologie et nutrition des forêts Professeur associé,
Département des sciences du bois et de la forêt,
Université Laval
et
Direction de la recherche forestière
Ministère des Ressources naturelles,
de la Faune et des Parcs du Québec
2700, rue Einstein
Sainte-Foy, Québec, G1P 3W8
Canada

Catherine Eimers

Chercheur
Université de Trent
Peterborough, Ontario, K9J 7B8
Canada

Robert Boutin

Agent de recherche
Processus sols forestiers
SCF/CFL/REC
Ressources naturelles Canada
1055, rue du P.E.P.S. C.P. 3800
Ste-Foy, Québec, G1V 4C7
Canada



Rodney J. Foster

Chercheur scientifique
Ressources forestières
Ressources naturelles Canada
C.P. 4000, Fredericton,
Nouveau-Brunswick, E3B 5P7
Canada

Mike B. Lavigne

Écophysiologiste
Ressources forestières
Ressources naturelles Canada
C.P. 4000, Fredericton,
Nouveau-Brunswick, E3B 5P7
Canada

David Paré

Chercheur scientifique - Sols forestiers
Forest Ecosystems Program
Centre de Foresterie des
Laurentides
Service canadien des forêts
Ressources naturelles Canada
1055, rue du PEPS, C.P. 3800
Sainte-Foy, Québec, G1V 4C7
Canada

Catherine Sainte-Marie

Groupe de recherche en écologie
forestière- interuniversitaire
Université du Québec à Montréal
C.P. 8888, Succ. Centre-ville
Montréal, Québec, H3C 3P8
Canada

Suzanne Couture

Chargée de projets, Pluies acides
Recherche sur les
écosystèmes fluviaux
Environnement Canada
105, rue McGill, 7^{ième} étage
Montréal, Québec, H2Y 2E7
Canada

Christian Gagnon

Chercheur scientifique,
Centre Saint-Laurent
Environnement Canada
105, rue McGill, 7^{ème} étage
Montréal, Québec, H2Y 2E7
Canada

Jean-David Moore

Direction de la recherche forestière
Ministère des Ressources
naturelles, de la Faune et des
Parcs du Québec
2700, rue Einstein
Sainte-Foy, Québec, G1P 3W8
Canada

Fanie Corbeil-Labonté

Diplôme d'Études supérieures en
Toxicologie Environnementale
Département de Biologie,
Université du Québec à Montréal
P.B. 8888, Succ. Centre-Ville
Montreal, Quebec H3C 3P8
Canada

**Chapitre 6 - Les effets sur la
chimie et la biologie aquatiques**

Éditeurs/Auteurs principaux:

Dean S. Jeffries

Chercheur scientifique
Impacts des activités humaines
sur les processus dans les
écosystèmes aquatiques
Environnement Canada
867, Lakeshore Road, C.P. 5050
Burlington, Ontario, L7R 4A6
Canada

Donald K. McNicol

Chef des programmes intégrés,
Service canadien de la faune –
Région de l'Ontario
Environnement Canada
49, Camelot Drive
Ottawa, Ontario, K1A 0H3
Canada

Russ C. Weeber

Biologiste des pluies acides
Service canadien de la faune –
Région de l'Ontario
Environnement Canada
49, Camelot Drive
Ottawa, Ontario, K1A 0H3
Canada

Contributeurs:

Peter G. Amiro

Biologiste
Division des Poissons Diadromes
Institut océanographique de
Bedford
1, Challenger Drive
Dartmouth, Nouvelle-Écosse,
B2Y 4A2
Canada

Dermot Antoniadis

*Titulaire d'une bourse de
recherche postdoctorale*
Département de géologie
Université de Toronto
22, Russell Street
Toronto, Ontario, M5S 3B1
Canada

Michelle F. Bowman

*Titulaire d'une bourse de
recherche postdoctorale*
Centre des sciences
environnementales de Dorset
Université de Toronto & Ministère
de l'environnement de l'Ontario
1026, Bellwood Acres Road
Dorset, Ontario, P0A 1E0
Canada

Rodney W. Brook

Anatidae Consulting
11, Cremona Place
Ottawa, Ontario, K2G 1A2
Canada

Alexandra Bourne

Spécialiste de la qualité des eaux
Section de la gestion de la
qualité de l'eau
Gestion de l'eau du Manitoba
123, Main Street
Winnipeg, Manitoba, R3C 1A5
Canada

Neil Burgess

Toxicologiste faunique
Service canadien de la faune -
Région de l'Atlantique
Environnement Canada
6, Bruce Street
Mount Pearl, Terre-Neuve et
Labrador,
A1N 4T3
Canada

Richard Carignan

Professeur
Département des sciences
biologiques
Université de Montréal, C.P. 6128
Montréal, Québec, H3C 3J7
Canada

Louise Champoux

Écotoxicologiste
Division des espèces en péril
Environnement Canada
1141, route de l'Église, 9^{ième} étage
Sainte-Foy, Québec, G1V 4H5
Canada

Lo Chiang Cheng

Gaz provoquant l'effet de serre
Environnement Canada
351, boul. St. Joseph
Gatineau, Québec, K1A 0H3
Canada

Thomas A. Clair

Chercheur scientifique
Service canadien de la faune,
Science biologique
Environnement Canada
17, Waterfowl Lane
Sackville, Nouveau-Brunswick,
E4L 1G6
Canada

Suzanne Couture

Chargée de projets, Pluies acides
Recherche sur les
écosystèmes fluviaux
Environnement Canada
105, rue McGill, 7^{ième} étage
Montréal, Québec, H2Y 2E7
Canada

Peter J. Dillon

Professeur
Études en ressources
environnementales
Université de Trent
Peterborough, Ontario, K9J 7B8
Canada

Marianne S.V. Douglas

Professeur agrégé
Département de géologie
Université de Toronto
22, Russell Street
Toronto, Ontario, M5S 3B1
Canada

Jacques Dupont

Chef de service
Service de l'information sur
les milieux aquatiques
Direction du suivi de l'état
de l'environnement
Ministère de l'Environnement
675, boul. René-Lévesque Est,
7^{ème} étage
Québec, Québec, G1R 5V7
Canada

Jill Franklyn

Écologiste aquatique
Impacts des activités humaines
sur les processus dans les
écosystèmes aquatiques
Environnement Canada
867, Lakeshore Road, C.P. 5050
Burlington, Ontario, L7R 4A6
Canada

Christian Gagnon

Chercheur scientifique,
Centre Saint-Laurent
Environnement Canada
105, McGill, 7^{ème} étage
Montréal, Québec, H2Y 2E7
Canada

Mallory Gilliss

Coordonnatrice
Section des sciences de l'air
Ministère de l'Environnement
et des Gouvernements locaux
Place Marysville
20, McGloin Street, Frédéricton,
Nouveau-Brunswick, E3A 5T8
Canada

Murray Hilderman

Écologiste environnemental
Sciences de l'air et sols
Environnement Saskatchewan
224 – 3211, Albert Street
Regina, Saskatchewan, S4S 5W6
Canada

Bronwyn Keatley

Chercheur
Évaluation paléocéologique
environnementale et laboratoire
de recherche
Département de biologie
Université de Queen's
Kingston, Ontario, K7L 3N6
Canada

Wendel (Bill) Keller

Spécialiste de l'environnement-
Northern Lakes
Section de la
surveillance biologique
Direction de la surveillance
environnementale
Ministère de l'environnement
de l'Ontario
Unité conjointe – écologie de
l'eau douce
Université Laurentienne de Sudbury
1222, Ramsey Lake Road
Sudbury, Ontario, P3E 2C6
Canada

David A. Kirk

Directeur général
Aquila Applied Ecologists
C.P. 87
Carlsbad Springs, Ontario,
K0A 1K0
Canada

Stéphane Légaré

Biologiste des pluies acides
Service canadien de la faune
Région du Québec
Environnement Canada
1141, route de l'Église C.P. 10100
Sainte-Foy, Québec, G1V 4H5
Canada

Shannon A. MacPhee

Programme de premier cycle de
l'environnement
Département des sciences
environnementales
Université de Guelph
Guelph, Ontario, N1G 2W1
Canada

Mark L. Mallory

Biologiste des oiseaux de mer
Service canadien de la faune
Environnement Canada
C.P. 1714
Iqaluit, Nunavut X0A 0H0
Canada

Denis Masse

Responsable de la gestion de
la faune et des habitats
Parc national de la Mauricie
2141, chemin St-Paul
Saint-Mathieu-du-parc, Québec,
G0X 1N0
Canada

Preston M. McEachern

*Limnologue, spécialiste de la
qualité de l'eau*
Gestion de l'environnement
Région du Nord
Environnement Alberta
4999-98th Ave.
Edmonton, Alberta T6B 2X3
Canada

Neal Michelutti

Boursier postdoctoral
Département des sciences
terrestres et atmosphériques
University of Alberta
1-26 Earth Sciences Bldg.
Edmonton, Alberta T6G 2E3
Canada

Katrina A. Moser

Professeure adjointe
Département de géographie
University of Utah
260 South Central Campus
Dr., Rm. 270
Salt Lake City, UT
84112-915
USA

Fariborz Norouziyan

Gestionnaire de bases de données,
Impacts des activités humaines
sur les processus dans les
écosystèmes aquatiques
Environnement Canada
867, Lakeshore Road, C.P. 5050
Burlington, Ontario, L7R 4A6
Canada

Andrew Paterson

Chercheur scientifique,
Centre des sciences
environnementales de Dorset
Ministère de l'environnement
de l'Ontario
1026, Bellwood Acres Road, C.P. 39
Dorset, Ontario, P0A 1E0
Canada

Reinhard Pienitz

Professeur
Laboratoire de paléolimnologie
et de paléocéologie
Centre d'études nordiques et du
département de géographie
Université de Laval
Québec, Québec, G1K 7P4
Canada

Bev Raymond

*Scientifique environnemental de
directives de qualité*
Recherche de coordination
et d'application
Environnement Canada
700, 1200 West 73rd Avenue
Vancouver, Colombie-Britannique,
V6P 6H9
Canada

Ron A. Reid

Chercheur scientifique,
Centre des sciences
environnementales de Dorset
Ministère de l'environnement
de l'Ontario
Dorset, Ontario, P0A 1E0
Canada

Kathleen M. Ruhland

*Évaluation environnementale
paléocéologique et laboratoire
de recherche*
Département de biologie
Université de Queen's
Kingston, Ontario, K7L 3N6
Canada

Anton M. Scheuhammer

Chercheur spécialisé en métaux
Toxicologie de la faune
Environnement Canada
1125, Colonel By Drive, Raven Road
Carleton University
Ottawa, Ontario, K1A 0H3
Canada

John P. Smol

Professeur
Département de Biologie
Université de Queen's
116, Barrie Street
Kingston, Ontario, K7L 3N6
Canada

Ed Snucins

Biologiste – Réhabilitation des lacs
Unité conjointe – écologie de
l'eau douce
Université Laurentienne de Sudbury
Sudbury, Ontario, P3E 2C6
Canada

Keith M. Somers

Biostatisticien
Université de Trent et le Centre
des sciences environnementales
de Dorset
Ministère de l'environnement
de l'Ontario
Dorset, Ontario, P0A 1E0
Canada

Michael A. Turner

Chercheur scientifique,
Limnologie
Division des sciences
environnementales
Pêches et Océans Canada
501, University Crescent
Winnipeg, Manitoba, R3T 2N6
Canada

Alexander P. Wolfe

*Professeur agrégé de la géologie du
quaternaire*
University Centre in Svalbard
C.P. Box 156
Longyearbyen, N-9171
Norway

**Chapitre 7 - Le rétablissement
des écosystèmes aquatiques**

Éditeurs/Auteurs principaux:

Russ C. Weeber

Biologiste, pluies acides
Service canadien de la faune –
région de l'Ontario
Environnement Canada
49, Camelot Drive
Ottawa, Ontario, K1A 0H3
Canada

Dean S. Jeffries

Chercheur scientifique
Impacts des activités humaines
sur les processus dans les
écosystèmes aquatiques
Environnement Canada
867, Lakeshore Road, C.P. 5050
Burlington, Ontario, L7R 4A6
Canada

Donald K. McNicol

Chef, programmes intégrés
Service canadien de la faune –
région de l'Ontario
Environnement Canada
49, Camelot Drive
Ottawa Ontario, K1A 0H3
Canada

Contributeurs:

Peter G. Amiro

Biologiste
Division des poissons diadromes
Institut océanographique
de Bedford
1, Challenger Drive
Dartmouth, Nouvelle-Écosse,
B2Y 4A2
Canada

Rod G. Bradford

Biologiste
Évaluations des poissons
diadromes, espèces menacées
Division des poissons diadromes
Pêches et Océans Canada
C.P. 1006
Dartmouth, Nouvelle-Écosse,
B2Y 4A2
Canada

Rodney W. Brook

Anatidae Consulting
11, Cremona Place
Ottawa, Ontario, K2G 1A2
Canada

Thomas A. Clair

Chercheur scientifique
Service canadien de la faune,
science biologique
Environnement Canada
17, Waterfowl Lane
Sackville, Nouveau-Brunswick
E4L 1G6
Canada

Suzanne Couture

Chargée de projets, Pluies acides
Environnement Canada
Recherche sur les
écosystèmes fluviaux
105, rue McGill, 7^{ième} étage
Montréal, Québec, H2Y 2E7
Canada

Peter J. Dillon

Professeur
Études en ressources
environnementales
Université de Trent
Peterborough, Ontario, K9J 7B8
Canada

Dave L. Findlay

Écologiste, Algues
Division des sciences
environnementales
Pêches et Océans Canada
501, University Crescent
Winnipeg, Manitoba, R3T 2N6
Canada

Jill Franklyn

Écologiste aquatique
Impacts des activités humaines
sur les processus dans les
écosystèmes aquatiques
Environnement Canada
867, Lakeshore Road, C.P. 5050
Burlington, Ontario, L7R 4A6
Canada



Ray H. Hesslein

Chercheur scientifique principal,
Opérations de REL
Division des sciences
environnementales
Pêches et Océans Canada
501, University Crescent
Winnipeg, Manitoba, R3T 2N6
Canada

Wendel (Bill) Keller

Spécialiste de l'environnement -
Lacs Nordiques
Unité conjointe –
écologie de l'eau douce
Ministère de l'environnement
de l'Ontario
1222, Ramsey Lake Road
Sudbury, Ontario, P3E 2C6
Canada

David Lam

Chef de projets
Projet d'intégration et de
modélisation de l'information
sur la surveillance de la qualité
Environnement Canada
867, Lakeshore Road, C.P. 5050
Burlington, Ontario, L7R 4A6
Canada

Ken H. Mills

Chercheur scientifique
Division des sciences
environnementales
Pêches et Océans Canada
501 University Crescent
Winnipeg, Manitoba, R3T 2N6
Canada

Michael D. Moran

Chercheur scientifique
Recherche en modélisation
et intégration
Direction de la recherche sur
la qualité de l'air
Environnement Canada
4905, Dufferin Street
Downsview, Ontario, M3H 5T4
Canada

Fariborz Norouzián

Gestionnaire de bases de données,
Impacts des activités humaines
sur les processus dans les
écosystèmes aquatiques
Environnement Canada
867, Lakeshore Road, C.P. 5050
Burlington, Ontario, L7R 4A6
Canada

Andrew Paterson

Scientifique, lacs intérieurs
Centre des sciences
environnementales de Dorset
Ministère de l'environnement
de l'Ontario
1026, Bellwood Acres Road, C.P. 39
Dorset, Ontario, P0A 1E0
Canada

Michael J. Paterson

Écologiste,
Communautés d'invertébrés
Division des sciences
environnementales
Pêches et Océans Canada
501, University Crescent
Winnipeg, Manitoba, R3T 2N6
Canada

Ed Snucins

Biologiste-Réhabilitation des
lacs Unité conjointe –
écologie de l'eau douce
Université Laurentienne de Sudbury
Sudbury, Ontario, P3E 2C6
Canada

Keith M. Somers

Biostatisticien
Université de Trent et le Centre
des sciences environnementales
de Dorset
Ministère de l'environnement
de l'Ontario
Dorset, Ontario, P0A 1E0
Canada

Vincent L. St. Louis

Maître de conférences
écologiste aquatique
Département des
sciences biologiques
Université d'Alberta
Edmonton, Alberta, T6G 2E9
Canada

Charles G. Trick

Professeur
Département de biologie
Université d'Ontario occidental
London, Ontario, N6A 5B7
Canada

Michael A. Turner

Chercheur scientifique,
Limnologie
Division des sciences
environnementales
Pêches et Océans Canada
501, University Crescent
Winnipeg, Manitoba, R3T 2N6
Canada

Rolf Vinebrooke

Professeur agrégé
Laboratoire de biodiversité et
d'eau douce
Département des
sciences biologiques
Université d'Alberta
Edmonton, Alberta, T6G 2E9
Canada

Jennifer G. Winter

Membre auxiliaire du corps professoral
Département de biologie
Université de Waterloo
200, University Avenue West
Waterloo, Ontario, N2L 3G1
Canada

Isaac Wong

Gestionnaire, Tech environnementales
intelligentes de pointe
Projet d'intégration et de
modélisation de l'info sur la
surveillance de la qualité
Environnement Canada
867, Lakeshore Road, C.P. 5050
Burlington, Ontario, L7R 4A6
Canada

Norman D. Yan

Professeur agrégé en sciences biologiques
Université de York
4700, Keele Street
Toronto, Ontario, M3J 1P3
Canada

**Chapitre 8 - Les charges
critiques: sont-elles dépassées?**

Auteurs principaux:

Dean S. Jeffries

Chercheur scientifique
Impacts des activités humaines
sur les processus dans les
écosystèmes aquatiques
Environnement Canada
867, Lakeshore Road, C.P. 5050
Burlington, Ontario, L7R 4A6
Canada

Rock Ouimet

Chercheur en pédologie et nutrition
des forêts et
Professeur associé
Département des sciences du bois
et de la forêt,
Université Laval
et
Direction de la recherche forestière
Ministère des Ressources
naturelles,
de la Faune et des Parcs du Québec
2700, rue Einstein
Sainte-Foy, Québec, G1P 3W8
Canada

Contributeurs:

Julian Aherne

Titulaire d'une bourse de
recherche postdoctorale
Études en ressources
environnementales
Université de Trent
Peterborough, Ontario, K9J 7B8
Canada

Vincent Balland

Chercheur agrégé,
Faculty of Forestry and
Environmental Management
28 Dineen Drive
University of New Brunswick
P.O. Box 44555
Fredericton, New Brunswick
E3B 6C2
Canada

Paul A. Arp

Professeur, Sols forestiers
Faculté en sciences forestières
et en gestion environnementale
Université du Nouveau-Brunswick
28, Dineen Drive, C.P. 44555
Frédéricton, Nouveau-Brunswick,
E3B 6C2
Canada

Contributeurs:

Vincent Balland

Chercheur agrégé
Faculty of Forestry and
Environmental Management
28 Dineen Drive
University of New Brunswick
P.O. Box 44555
Fredericton, New Brunswick
E3B 6C2
Canada

Ian DeMerchant

Recherche en méthodologie,
Taxonomie et en applications du
SIG Natural Resources Canada
P.O. Box 4000
Fredericton, New Brunswick
E3B 5P7
Canada

Jacques Dupont

Chef de service
Service de l'information sur
les milieux aquatiques
Direction du suivi de l'état de
l'environnement
Ministère de l'Environnement
675, boul. René-Lévesque Est,
7^e étage
Québec, Québec, G1R 5V7
Canada

Jill Franklyn

Écologiste aquatique
Impacts des activités humaines
sur les processus dans les
écosystèmes aquatiques
Environnement Canada
867, Lakeshore Road, C.P. 5050
Burlington, Ontario, L7R 4A6
Canada

David Lam

Chef de projets
Direction de la Surveillance
de la qualité de l'eau
Institut national de la
recherche sur les eaux
Environnement Canada
867, Lakeshore Road, C.P. 5050
Burlington, Ontario, L7R 4A6
Canada

Fariborz Norouzián

Gestionnaire de bases de données
Impacts des activités humaines
sur les processus dans les
écosystèmes aquatiques
Environnement Canada
867, Lakeshore Road, C.P. 5050
Burlington, Ontario, L7R 4A6
Canada

Shaun Watmough

Titulaire d'une bourse de recherche postdoctorale
Études en ressources environnementales
Université de Trent
Peterborough, Ontario, K9J 7B8
Canada

Isaac Wong

Gestionnaire, Technologies environnementales intelligentes de pointe
Direction de la Surveillance de la qualité de l'eau
Institut national de la recherche sur les eaux
Environnement Canada
867, Lakeshore Road, C.P. 5050
Burlington, Ontario, L7R 4A6
Canada

Chapitre 9 - Les effets des dépôts acides sur la santé humaine

Marie-Ève Héroux

Biologiste
Section des carburants et de la qualité de l'air
Santé Canada
200, Cooper Street
Ottawa, Ontario, K1A 0K9
Canada

Barry Jessiman

Chef, Section des carburants et de la qualité de l'air
Santé Canada
200 Cooper Street, Suite 200
Ottawa, Ontario, K1A 0K9 Canada

Chapitre 10 - Les avantages socio-économiques et les coûts de réduire les dépôts acides

Yves Bourassa

Gestionnaire des politiques
Direction des Analyses Réglementaire et Économique
Environnement Canada
10, rue Wellington, 24^e étage
Gatineau, Québec, K1A 0H3
Canada

Michael Donohue

Économiste
Direction des Analyses Réglementaire et Économique
Environnement Canada
10, rue Wellington, 24^e étage
Gatineau, Québec, K1A 0H3
Canada

Fadi W. Balesh

Économiste Principal
Direction des Analyses Réglementaire et Économique
Environnement Canada
10, rue Wellington, 24^e étage
Gatineau, Québec, K1A 0H3
Canada

Chapitre 11 - Les cobénéfices et les liens avec d'autres questions de qualité de l'air

Magda Little

Conseillère en politiques scientifiques
Service météorologique du Canada
Politiques et affaires internationales
Environnement Canada
10, rue Wellington
Gatineau, Québec, K1A 0H3
Canada

Heather A. Morrison

Conseillère scientifique principale,
Pluies acides
Direction de l'évaluation et de l'intégration scientifiques
Environnement Canada
4905, Dufferin Street
Downsview, Ontario, M3H 5T4
Canada

Chapitre 12 - Les réponses de la science aux questions clés, y compris sur les lacunes scientifiques et les recherches à venir

Auteure principale:

Heather A. Morrison

Conseillère scientifique principale,
Pluies acides,
Acid Rain
Direction de l'évaluation et de l'intégration scientifiques
Environnement Canada
4905, Dufferin Street
Downsview, Ontario, Canada

Contributeurs:

Auteurs principaux de l'évaluation

(listés ci-dessous)



Je tiens à remercier les réviseurs suivants dont le temps, l'effort et l'expertise ont compté pour une large part dans la réalisation de cette évaluation.

Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada

Chapitre 1 – Introduction

Auteurs principaux de l'évaluation (listés ci-dessous)

Kerri Timoffee

Gestionnaire, Programme des pluies acides
Questions atmosphériques transfrontalières
Environnement Canada
351, Boulevard Saint-Joseph
Gatineau, Québec, K1A 0H3
Canada

Chapitre 2 – Les émissions polluantes reliées aux dépôts acides de l'Amérique du Nord

Gregory Stella

Alpine Geophysics, LLC
387, Pollard Mine Road
Burnsville, Caroline du Nord,
28714
É.-U.

Paul J. Miller

Coordonnateur de programme de qualité de l'air
Commission de coopération environnementale
393, rue Saint-Jacques Ouest,
Bureau 200
Montréal, Québec, H2Y 1N9
Canada

Chapitre 3 – Les réactions de l'atmosphère suite aux changements des émissions antérieures

Critique Anonyme

Van C. Bowersox

Coordonnateur National Acid Deposition Program
Illinois State Water Survey
2204, Griffith Drive
Champaign, Illinois, 61820
É.-U.

Neville Reid

Surveillant
Modélisation et qualité des données
Direction de la surveillance environnementale
Ministère de l'Environnement de l'Ontario
125, Resources Road
Etobicoke, Ontario, M9P 3V6
Canada

Chapitre 4 – Les programmes de mesures de contrôle des émissions, actuels et proposés: comment affecteront-ils les dépôts acides?

Robert Bloxam

Chef de programme,
Modélisation atmosphérique
Direction de la surveillance environnementale
Ministère de l'Environnement de l'Ontario
125, Resources Road
Etobicoke, Ontario, M9P 3V6
Canada

Michael Hingston

Chef temporaire - Section de la pollution atmosphérique
Direction de la protection de l'environnement
Environnement Canada – Région de l'Atlantique
45, Alderney Drive, 5^e étage
Dartmouth, Nouvelle-Écosse,
B2Y 2N6
Canada

Chapitre 5 – Les effets sur les forêts et les sols des bassins versants

Myron J. Mitchell

Professeur
et Directeur du Conseil de la science des systèmes hydrologiques
SUNY-ESF
1, Forestry Drive
Syracuse, New York, 13210-2788
É.-U.

David Paré

Chercheur scientifique, processus des sols forestiers
Programme des écosystèmes forestiers
Ressources naturelles Canada
1055, rue du P.E.P.S., Boîte postale 3800
Sainte-Foy, Québec, G1V 4C7
Canada

Chapitre 6 – Les effets sur la chimie et la biologie aquatiques

John L. Stoddard

Chercheur scientifique
Bureau de recherche et de développement
U.S. Environmental Protection Agency
200, 35^e rue SW
Corvallis, Oregon, 97333
É.-U.

Rolf Vinebrooke

Maître de conférences
Laboratoire de la biodiversité de l'eau douce
Département des sciences biologiques
Université de l'Alberta
Edmonton, Alberta, T6G 2E9

Chapitre 7 – Le rétablissement des écosystèmes aquatiques

Alan Jenkins

Professeur et Directeur de la science
Water Programme
CEH Wallingford Site
Maclean Building
Crowmarsh Gifford
Wallingford, Oxon,
OX10 8BB
Angleterre

Bjørn Olav Rosseland

Professeur d'écotoxicologie
Coordonnateur de l'Akvaforsk-alliance, Environment and Production Technology
Rédacteur associé, Wildlife Biology
Department of Ecology and Natural Resource Management & Department of Plant and

Environmental Sciences
Norwegian University of Life Sciences, UMB
Urbygningen, Ole Sverres plass 1
Boîte postale 5003, N-1432 Ås
Norvège

Tom Brydges

Retrairé, Environnement Canada
39, rue Elizabeth Sud
Brampton, Ontario, L6Y 1R2
Canada

Rolf Vinebrooke

Maître de conférences
Laboratoire de la biodiversité de l'eau douce
Département des sciences biologiques
Université de l'Alberta
Edmonton, Alberta, T6G 2E9
Canada

Chapitre 8 – Les charges critiques: sont-elles dépassées?

Arne Henriksen

Chercheur scientifique
Norwegian Institute for Water Research (NIVA)
Brekkeveien 19
Boîte postale 173, Kjelsaas
Oslo, N-0411
Norvège

Eric K. Miller

Président et chercheur scientifique principal
Ecosystems Research Group, Ltd.
Boîte postale 1227
Norwich, Vermont,
05055
É.-U.

Chapitre 9 – Les effets des dépôts acides sur la santé humaine

Mark S. Goldberg

Maître de conférences
Département de médecine et de département commun d'épidémiologie, de biostatistiques et de médecine du travail
Université McGill
1020, Avenue du Pin Ouest

Montréal, Québec, H3A 1A2
Canada

Claude Viau

Professeur
Département d'hygiène du milieu
Université de Montréal
2375, chemin de la Côte
Sainte-Catherine
Montréal, Québec, H3T 1A8
Canada

Joan Saary

Médecin de la santé du travail
Boursier post-doctoral du IRSC
Investigateur clinicien
Université de Toronto
St. Michael's Hospital
Clinique de la médecine du travail
4^e étage, Aile Shuter
30, rue Bond
Toronto, Ontario, M5B 1W8
Canada

Roohi Qureshi

*Occupational Medicine Physician
and Lecturer*
Université de Toronto
St. Michael's Hospital
Clinique de la médecine du travail
4^e étage, Aile Shuter
30, rue Bond
Toronto, Ontario, M5B 1W8
Canada

**Chapitre 10 – Les avantages
socio-économiques et les coûts
de réduire les dépôts acides**

Peter N. Nemetz

*Professeur de stratégie et de science de
l'économie d'entreprise*
Sauder School of Business
Université de la Colombie-
Britannique
Vancouver, Colombie-Britannique,
V6T 1Z4
Canada

Alan Krupnik

Chargé principal et directeur
Resources for the Future
1616, rue P NW
Washington, DC, 20036
É.-U.

**Chapitre 11 – Les cobénéfices et
les liens avec d'autres questions
de qualité de l'air**

David Plummer

Chercheur scientifique
Environnement Canada
à Ouranos
550 rue Sherbrooke Ouest,
19^e étage
Montréal, Québec, H3A 1B9
Canada

Knut von Salzen

Chercheur scientifique
Centre canadien de la modélisation
et de l'analyse climatique
Environnement Canada
Université de Victoria
Victoria, Colombie-Britannique,
V8W 2Y2
Canada

Paul A. Arp

Professeur, Processus des sols forestiers,
Département des sciences de la
forêt et la gestion
environnementale
28 Dineen Drive
Université du Nouveau-Brunswick
Boîte postale 44555
Fredericton, Nouveau-Brunswick,
E3B 6C2
Canada

Henry Hengeveld

Emeritus associé
Direction de l'évaluation
scientifique et de l'intégration
Environnement Canada
4905, rue Dufferin
Downsview, Ontario, M3H 5T4
Canada

Carrie Lillyman

*Conseillère scientifique sur la
qualité de l'air*
Direction de l'évaluation
scientifique et de l'intégration
Environnement Canada
4905, rue Dufferin
Downsview, Ontario, M3H 5T4
Canada

**Chapitre 12 – Les réponses de
la science aux questions clés,
y compris sur les lacunes
scientifiques et les recherches
à venir**

Auteurs principaux de l'évaluation
(listés ci-dessous)

Kerri Timoffee

*Gestionnaire, Programme des
pluies acides*
Questions atmosphériques
transfrontalières
Environnement Canada
351, Boulevard Saint-Joseph
Gatineau, Québec, K1A 0H3
Canada

Traduction

Hélène D'Avignon

Traductrice et Réactrice
546 rue de la Tourelle
Quebec, Quebec G1R 1E3
Canada

Bureau de la Traduction

Immeuble Richelieu
975, boul. Saint-Joseph
3^e étage
Gatineau, Quebec K1A 0S5
Canada

**ENVIRONNEMENT CANADA
SERVICE MÉTÉOROLOGIQUE DU CANADA**

**4905 rue Dufferin, Downsview, Ontario, Canada M3H 5T4
Tél: 416.739.4761 · Téléc: 416.739.4882**

