

7.0 Nouveaux enjeux

Faits saillants

- ❖ Dans le lac Érié, les charges de phosphore se situent maintenant à près de la moitié des charges maximales enregistrées au début des années 1970. Ces réductions, combinées avec l'introduction de la moule zébrée (*Dreissena sp.*) ont rendu l'eau du lac plus claire. Des inquiétudes ont cependant été exprimées au sujet des effets nocifs sur la quantité et les types de poisson pêchés.
- ❖ L'urée a longtemps été le produit chimique le plus communément utilisé pour faire fondre la glace accumulée sur les pistes et les avions. Comme son principal produit de fractionnement est l'ammoniac, qui peut être toxique pour les organismes aquatiques, les aéroports commencent maintenant à utiliser de l'acétate de potassium et du formiate de sodium, qui sont moins toxiques, même s'ils sont également moins efficaces pour le dégivrage.
- ❖ L'été, un phénomène appelé « brume blanche » se produit dans le sud de la Colombie-Britannique, lorsque l'ammoniac du fumier se volatilise dans l'atmosphère et y entre en réaction avec les particules du smog urbain.
- ❖ Les produits ignifuges utilisés contre les feux de forêt sont, pour l'essentiel, des engrais épandus afin de stimuler la croissance des plantes vertes pour qu'elles freinent la propagation des incendies
- ❖ La production animale s'est intensifiée dans de nombreuses parties du Canada. Même si le nombre d'élevages de vaches, de porcs et de poulets a diminué de 59% entre 1976 et 1996, le nombre de ces animaux a augmenté de 39%.
- ❖ On s'attend à ce que la production de poissons, crustacés et coquillages des installations aquacoles canadiennes double entre 1997 et 2005.

Ces dernières années, différents problèmes ayant un rapport spécifique avec les niveaux d'éléments nutritifs et leurs effets environnementaux, sanitaires ou économiques ont été mis en lumière. Ils vont des préoccupations exprimées au sujet des effets négatifs des réductions de la charge en phosphore des Grands Lacs sur la pêche aux conséquences, pour la santé des écosystèmes aquatiques, de l'utilisation de produits ignifuges dans la lutte contre les incendies et de produits de dégivrage sur les aéronefs et les pistes, en passant par celles que soulèvent la viabilité économique et la sécurité environnementale de l'épandage de fumier et de biosolides extraits des eaux usées. Ce chapitre explore les aspects scientifiques et gestionnels de ces questions.

7.1. Faibles concentrations de phosphore dans le secteur inférieur des Grands Lacs

L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs conclu en 1972 entre le Canada et les États Unis comporte des dispositions qui ont pour but d'atténuer les problèmes posés par la présence d'algues désagréables par l'intermédiaire de réductions de la charge de phosphore. Les objectifs fixés à cet égard ont été atteints vers 1986, principalement grâce à la construction de nouvelles installations de traitement des eaux usées et à l'adoption de techniques de précipitation du phosphore dans les installations anciennes. Les objectifs de charge ont été fixés à environ la moitié des charges maximales du début des années 1970 et les concentrations en phosphore ont évolué en proportion dans l'ensemble des lacs. Dernièrement, la validité des objectifs de charge établis dans le cadre de

l'Accord a été remise en question à la lumière de la modification de l'écologie du lac par les moules zébrées et quagga (*Dreissena sp.*), qui ont commencé à envahir le secteur inférieur des Grands Lacs en 1988. Les industries de la pêche commerciale et de la pêche sportive ont en effet remarqué que des fluctuations et des déclin survenaient chez certaines espèces de poisson. On estime que ces phénomènes tiennent à la pression excessive qu'exercent les moules à la base (algues) de la chaîne alimentaire des zones de broutage. Simultanément, les réseaux trophiques changent au profit d'une nouvelle chaîne moules-gobies-achigans. Des concentrations en phosphore qui n'ont jamais été aussi basses ont été enregistrées dans l'est et le centre du lac Érié depuis l'invasion de *Dreissena*. Elles ont atteint leur point le plus faible en 1995 et ont augmenté en 1996 et 1997. Même si, au large dans le lac Érié, la clarté de l'eau n'a guère changé après l'invasion de moules (Charlton et al. 1998), l'eau est devenue notablement plus claire dans les zones les moins profondes, à proximité de la rive (Howell et al. 1996), parce qu'elle est filtrée par les moules (zones de broutage). L'abondance de phytoplancton (mesurait en concentrations de chlorophylle a) ne semblent pas avoir beaucoup évolué dans les eaux du large, au centre et à l'est du lac, à la suite de l'invasion de *Dreissena*, par rapport à la réduction qu'avait précédemment entraînée la baisse des apports en éléments nutritifs. Cela signifie que même si la productivité du lac n'est pas aussi forte qu'au début des années 1970, son affaiblissement est survenu en majeure partie avant l'arrivée des moules. De plus, il est possible que l'atteinte des objectifs d'abaissement de la charge d'éléments nutritifs ait des effets à retardement qui viennent se conjuguer à ceux des moules et sont peut-être même plus importants que ceux-ci. Les moules peuvent occasionner une chute marquée des populations d'algues à proximité de la rive (Graham et al. 1996), c'est-à-dire dans les zones où les poissons passent les premiers stades de leur existence et sont sans doute les plus sensibles à un émiettement des zones de broutage. Les recherches se poursuivent concernant les effets des moules sur les populations de poisson et la manière dont ces effets s'exercent.

On a également voulu savoir si la faiblesse des concentrations en phosphore dans le secteur inférieur des Grands Lacs constitue une menace pour les populations de poisson. Au large dans le lac Érié, en été, les concentrations restent supérieures à celles du lac Huron même quand elles atteignent leur minimum, à cause des caractéristiques morphométriques du lac Érié et de la charge d'éléments nutritifs qui lui est propre. Or, la pêche se pratique encore dans le lac Huron. Les concentrations actuelles de phosphore et de phytoplancton ne menacent donc probablement pas en elles-mêmes la survie du poisson dans le lac Érié. La quantité et le type de poissons que l'on peut durablement y prélever pourraient toutefois s'en ressentir.

Certains défenseurs des intérêts de la pêche ont proposé, en guise de solution à ce qu'ils perçoivent comme une baisse de productivité des poissons, de réduire la quantité de phosphore que les installations de traitement de l'eau enlèvent durant les mois d'hiver. Les données accumulées indiquent que la réduction de la charge d'éléments nutritifs a entraîné une diminution du phosphore total d'environ 3 µg/L dans les bassins du centre et de l'est du lac Érié (Charlton et al. 1998). Par conséquent, si l'on suppose que le fonctionnement du lac n'a pas changé, il faudrait revenir aux niveaux de pollution par les éléments nutritifs des années 1960 pour augmenter la concentration en phosphore d'une valeur similaire. Toutefois, une bonne partie de la réduction de la charge de phosphore a été réalisée grâce aux restrictions imposées sur les eaux usées brutes et partiellement traitées. Par conséquent, une modification simple des moyens techniques employés, comme l'arrêt de la précipitation du phosphore dans les installations de traitement, ne fournirait qu'une partie de la différence entre les charges de phosphore antérieures et postérieures aux restrictions. La majeure

partie de la charge de phosphore des eaux usées qui est maintenant assujettie à des limites et pourrait être rendue disponible est déversée dans le bassin ouest. Son accroissement n'y aurait guère d'effet sur le phosphore des bassins du centre et de l'est, sauf si l'on autorisait un retour à une pollution effrénée toute l'année. La mise en œuvre de cette idée poserait notamment des problèmes pratiques dans les installations de traitement, en plus d'avoir des effets sur les propriétaires de terrain, sur la qualité de l'eau potable, sur celle des plages et sur les rejets associés de produits chimiques toxiques qui auraient autrement été supprimés en même temps que le phosphore. Par ailleurs, l'augmentation de la charge d'éléments nutritifs pourrait avoir d'autres effets néfastes en stimulant la croissance des algues bleues, qui paraissent maintenant occuper une situation favorable dans le bassin ouest. Il faudrait bien sûr tenir compte de l'état des affluents et des conséquences d'un apport d'éléments nutritifs sur les terrains riverains, qui sont déjà affligés par de désagréables accumulations d'algues *Cladophora sp.* La pêche semblait également donner des résultats adéquats entre 1985 et 1990, à une époque où, au large, les concentrations en chlorophylle étaient presque aussi faibles que ces dernières années. Il est par conséquent douteux que les apports d'éléments nutritifs à l'échelle du bassin que peuvent fournir les eaux usées suffisent à exercer une influence substantielle sur les populations de poisson. Le consensus scientifique est qu'on ne peut actuellement conseiller de modifier la politique de gestion du phosphore dans les Grands Lacs.

Les limites maintenant fixées pour la charge des eaux usées des Grands Lacs sont fonction de la concentration des effluents. Par conséquent, la charge de phosphore peut graduellement augmenter sous l'influence de la croissance démographique. Heureusement, il est possible d'appliquer plus rigoureusement les techniques actuelles d'enlèvement du phosphore pour maintenir les charges des eaux usées aux mêmes niveaux ou les abaisser. L'atténuation des problèmes d'eutrophisation dans les zones à propos desquelles des préoccupations sont exprimées dans l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs entraînerait une diminution des apports d'éléments nutritifs dans le lac. Les sources diffuses sont actuellement très nombreuses et il y en aura moins si l'on réussit à atteindre les objectifs d'amélioration de l'état des effluents et de prévention des pertes de cet élément précieux qu'est la couche arable. Les charges diffuses de phosphore sont en général peu assimilables par les algues parce que le phosphore est lié aux sols, sauf tout de suite après la pluie, quand les champs viennent de recevoir des engrais. Donc, même si la charge en phosphore total du lac peut être encore plus réduite grâce aux restrictions imposées sur les sources diffuses, seule une petite partie de cette diminution pourrait avoir des effets sur la productivité du lac. L'Accord visait à limiter la productivité du lac Érié afin d'améliorer la qualité de ses eaux, de ses plages et de ses habitats de poisson tout en empêchant que le lac s'autofertilise par régénération du phosphore dans les sédiments. Une certaine baisse de productivité est attendue, mais nous ne savons pas pour l'instant si elle sera amplifiée ou freinée par l'évolution du réseau trophique vers les populations benthiques.

7.2. Produits de dégivrage et de déglçage: craintes soulevées par l'utilisation d'urée aux aéroports canadiens

Chaque hiver, les grands aéroports de l'hémisphère nord doivent composer avec la neige et le verglas qui viennent bouleverser les horaires des compagnies aériennes et compromettent la sécurité des personnes. Pour que les conditions restent sécuritaires pour les voyageurs, les administrations aéroportuaires font épandre des produits chimiques sur les aéronefs, les bandes de roulement et les pistes. Ces produits sont choisis en fonction de leur capacité à empêcher la formation de glace sur les aéronefs et sur les pistes (dégivrage) ou à faire fondre la glace et la neige existant déjà (déglçage).

Au cours des trois dernières décennies, l'urée est le produit chimique qui a été le plus fréquemment employé par les aéroports canadiens pour le dégivrage et le déglacage des pistes (Transports Canada 1990). L'urée a été choisie parce qu'elle ne corrode pas le métal des aéronefs, n'altère pas leur peinture et n'a pas d'effet sur le plastique de leurs fenêtres (Transports Canada 1994). Elle donne ce résultat en abaissant le point de congélation de l'eau à $-11,5^{\circ}\text{C}$. Les taux d'application dépendent à la fois de la température de la piste, de la force du vent, des précipitations sur le revêtement du côté piste, du risque de pluie et de l'existence de conditions favorisant les précipitations. En général, un taux d'épandage de 15 g/m^2 suffit au déglacage (Transports Canada 1972). Les quantités employées sont déterminées par l'épaisseur de la glace, et l'épandage a lieu après que l'on ait enlevé des pistes autant de neige et de glace qu'il est possible de le faire par des moyens physiques.

L'emploi de l'urée pour empêcher la formation de glace sur les pistes, même s'il donne de bons résultats, suscite de nombreuses inquiétudes du point de vue des possibilités de contamination de l'environnement. Les études effectuées au Canada et en Europe révèlent qu'il est possible que de 64% à 100% de l'urée épandue dans les aéroports soit directement rejetée dans l'environnement (Transports Canada 1990). Comme la plupart des systèmes des sols sont gelés au moment où l'on utilise l'urée, ce sont très probablement les eaux de surface qui reçoivent ce ruissellement. L'urée peut perturber la vie aquatique et altérer la qualité de l'eau de deux principales manières: par sa toxicité et en causant une eutrophisation. Sa concentration létale est de CL_{100} en 24 heures (c'est-à-dire qu'à cette concentration, l'urée tue tous les organismes qui l'ont absorbée) à $30\,000\text{ mg/L}$ en eau douce pour le mené de lac (Weiss 1986). L'urée est également toxique pour d'autres organismes et micro-organismes aquatiques à des concentrations supérieures à $10\,000\text{ mg/L}$ ainsi que pour les animaux domestiques à des doses supérieures à 500 mg/kg (SPE 1985).

Une fois dans l'environnement, l'urée [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$; 46,7% de N en poids] se transforme en ammoniac, en nitrite et en nitrate. Le degré de contamination du système aquatique récepteur dépend principalement de la quantité d'urée qui a été utilisée à l'aéroport ainsi que de la température et du pH des eaux et des sols récepteurs. Les milieux où les températures et le pH sont élevés se prêtent mieux à une dégradation rapide de l'urée et de ses éléments azotés que ceux où les températures sont basses et le pH est faible (Transports Canada 1990). Une étude réalisée en 1990 par Transports Canada pour déterminer si l'utilisation d'urée sur les pistes des aéroports canadiens contribuait à l'eutrophisation des lacs, avait des effets sur la demande en oxygène, était toxique pour les organismes aquatiques et contaminait l'eau potable ou les sols a permis de découvrir que les concentrations en produits de dégradation de l'urée (nitrate, ammoniac, nitrite) étaient inacceptables à tous les aéroports où l'étude a été menée. Depuis lors, les aéroports canadiens ont mis en œuvre un programme d'échantillonnage et d'analyse des eaux de ruissellement de toutes les canalisations à écoulement libre afin de s'assurer que les effluents n'ont pas d'incidence négative sur l'environnement (Transports Canada 1994; Ministère de la Défense nationale et al. 1998).

La toxicité de l'urée et le rôle de ce produit comme agent d'eutrophisation ont incité à étudier comment il est possible d'atténuer les effets nocifs éventuels. Différentes méthodes de réduction de l'incidence de l'urée sur l'environnement ont été proposées et examinées, et notamment la projection de la neige par les souffleuses sur une plus grande superficie afin d'accroître la fixation de l'azote par les végétaux; la coupe sélective de l'herbe du côté piste pour optimiser la quantité d'azote enlevée de cette zone; la construction de murs de retenue pour ralentir le ruissellement et augmenter l'infiltration dans le sol; la captation des eaux de fonte et de pluie chargées d'urée pour qu'elles servent à arroser

Tableau 7.1. Utilisation de l'urée à certains aéroports canadiens (en tonnes). Source: données de 1974-1989 de Transports Canada 1990; données sur les aéroports inédites pour la période 1997-1999.

Aéroport	Moyenne annuelle d'utilisation	
	1974-1989 (t)	1997-1999 (t)
Calgary (Alb.)	ND	16
Charlottetown (Î.-P.-É.)	60	30
Edmonton (Alb.)	45	Utilisation interrompue
Frédéricton (N.-B.)	ND	55
Gander (T.-N.)	NR	475
Halifax (N.-É.)	250	250
Montréal (Dorval) (Qc)	450	600
Montréal (Mirabel) (Qc)	900	600
Ottawa (Ont.)	100	Utilisation interrompue
Québec (Qc)	ND	200
Regina (Sask.)	ND	Utilisation interrompue
Saskatoon (Sask.)	40	5
Saint-Jean (N.-B.)	ND	60
St. John's (T.-N.)	200	225
Thunder Bay (Ont.)	ND	Utilisation interrompue
Toronto (Pearson) (Ont.)	300	Utilisation interrompue
Victoria (C.-B.)	ND	20
Whitehorse (Yukon)	ND	2
Windsor (Ont.)	ND	2
Winnipeg (Man.)	75	Utilisation interrompue
Yellowknife (T.N.-O.)	ND	15

ND = non déclarée

l'herbe en été; l'utilisation d'un aspirateur pour recueillir les eaux pluviales afin qu'elles soient ensuite traitées; le traitement des eaux de ruissellement chargées en urée au moyen de différentes méthodes. Transports Canada (1990) a cependant estimé que toutes ces méthodes étaient insuffisantes ou permettaient mal de limiter les effets environnementaux de l'urée aux aéroports canadiens. Des solutions de recharge basées sur des produits peu toxiques ont également été analysées. Trois de ces produits sont l'acétate de calcium-magnésium, l'acétate de potassium et le formiate de sodium. Les résultats des premières études environnementales (Transports Canada 1994), donnent à penser que ce sont l'acétate de potassium et le formiate de sodium qui sont les produits de déglacage des pistes les plus prometteurs au Canada. Même si l'urée demeure supérieure à tous les autres produits de déglacage sur le plan de l'efficacité, sa dégradation en ammoniac a de graves incidences environnementales. De ce fait, son utilisation dans les aéroports est interdite dans plusieurs pays (Transports Canada 1994).

Les quantités d'urée utilisées à chaque aéroport varient d'une année à l'autre en fonction des conditions climatiques propres à chaque saison de déglacage. L'urée est achetée au poids au début de la saison et pendant celle-ci, d'octobre à mai. Les quantités épandues lors de chaque opération de déglacage ne sont pas enregistrées. Les moyennes d'utilisation de l'urée dans différents aéroports canadiens (1974 à 1979 et 1997 à 1999) sont présentées en tableau 7.1. En 1996, l'aéroport international Lester B. Pearson a été le seul aéroport commercial à avoir employé uniquement d'autres

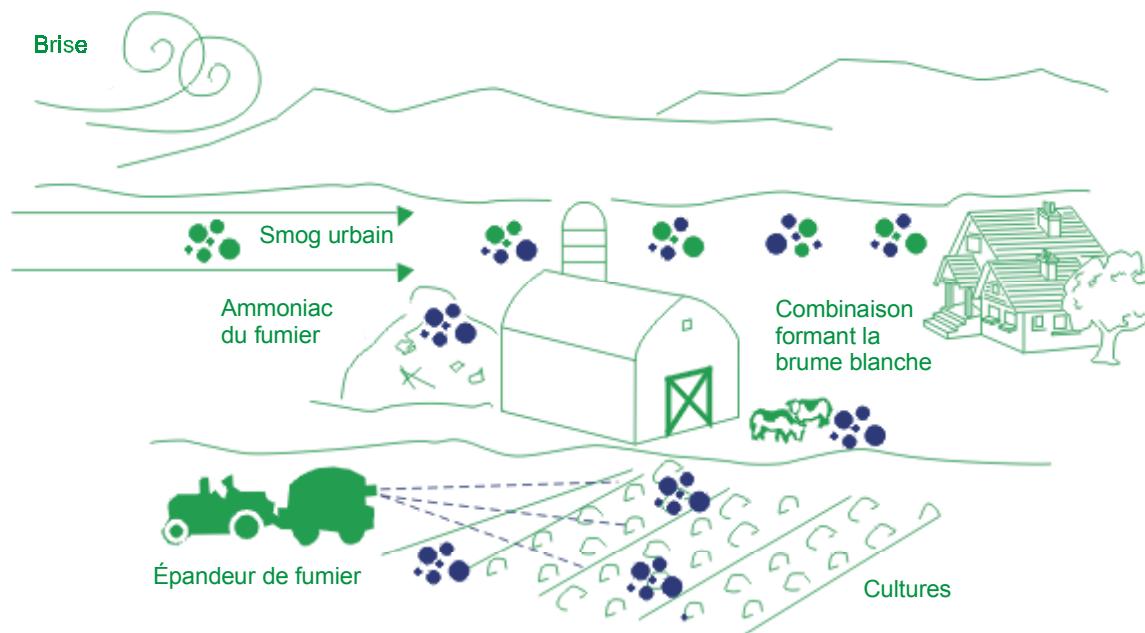


Figure 7.1. Les émissions d'ammoniac du fumier se volatilisent dans l'atmosphère, où elles créent la brume blanche en réagissant avec les particules de smog urbain.

produits de déglacage des pistes (comme l'acétate de potassium et le formiate de sodium) (Ministère de la Défense nationale et al. 1998). Une enquête réalisée en août 1999 a cependant révélé que les aéroports d'Edmonton, d'Ottawa, de Regina, de Thunder Bay et de Winnipeg avait fait comme celui de Toronto et commencé à utiliser du formiate de sodium pour déglacer les pistes et de l'acétate de potassium pour empêcher que de la glace s'y forme. Depuis, l'aéroport de Calgary, l'aéroport John G. Diefenbaker de Saskatoon et l'aéroport de Whitehorse se sont mis à déglacer les pistes principalement avec du formiate de sodium mélangé à un peu d'urée. Nombre des aéroports qui se servent encore de l'urée indiquent qu'ils ont évalué les possibilités d'utilisation du formiate de sodium et de l'acétate de potassium. Le coût de la substitution les a cependant empêchés d'abandonner complètement l'urée. Parmi les bases des Forces canadiennes, il n'y en a plus qu'une seule (Moose Jaw, en Saskatchewan) qui déglace encore les pistes avec de l'urée; les autres ont adopté le formiate de sodium (Lewis Cocks, ministère de la Défense nationale, communication personnelle).

7.3. Brume blanche sur la partie sud de la vallée du bas Fraser (adapté de Environnement Canada 1999d)

Pendant des années, les habitants des régions rurales de la vallée du bas Fraser, en Colombie-Britannique, s'étonnaient de voir apparaître dans le ciel, les jours calmes et ensoleillés, une épaisse couche de brume blanche. Des études récentes révèlent qu'il s'agit là d'une version rurale du smog urbain, une brume liée à la production agricole intensive et plus particulièrement aux émissions du fumier, notamment du fumier de volaille.

La brume, qui s'installe à environ 200 mètres au-dessus du sol, peut durer des jours, emprisonnée par la masse d'air chaud qui scelle la vallée comme un couvercle, et brouille la vue des montagnes avoisinantes (figure 7.1). Même si ses effets sur la santé ne sont pas encore pleinement connus, l'existence d'une relation directe entre la poussière fine, les maladies respiratoires et la mortalité incite les gens à s'inquiéter de ce phénomène inhabituel.

Le fumier constitue une source de préoccupations majeures dans la vallée du Fraser depuis déjà un certain temps à cause de son lien avec l'élévation des niveaux d'azote dans les eaux de l'endroit. Les budgets établis pour la vallée du Bas Fraser révèlent en effet qu'une grande quantité d'azote est incorporée à l'air sous forme d'ammoniac. Les échantillons prélevés dans l'atmosphère au niveau du sol contiennent de fortes concentrations de sulfate d'ammonium et de nitrate d'ammonium, ce qui indique que l'ammoniac se combine vraisemblablement avec les oxydes d'azote et de soufre des polluants industriels et des émissions des véhicules. Lorsque ces composés perdent leur humidité, la fine poussière qui subsiste se manifeste sous forme de brume laiteuse. Certaines de ses particules se déposent sur le sol ou sont lessivées par la pluie, ce qui fait qu'elles répètent le même cycle.

Des modèles informatiques donnent à penser que des particules d'air arrivent de Vancouver en suivant la vallée du Fraser. Lorsqu'elles passent au-dessus de la région d'Abbotsford, où il existe de nombreux élevages de volaille, elles se chargent de grandes quantités d'ammoniac. Ce phénomène de brume blanche n'a encore été signalé nulle part ailleurs au Canada, même s'il est également très fréquent dans les régions agricoles du Colorado. Les efforts actuellement déployés pour transférer le fumier dans des régions de la province pauvres en azote contribueront à réduire les émissions agricoles d'ammoniac de cette zone. Par ailleurs, des recherches ont été effectuées à l'échelle locale pour déterminer s'il est possible de modifier l'alimentation de la volaille pour abaisser la teneur en azote du fumier, en incorporant de l'alun au fumier de dindon afin de réduire ses émissions d'ammoniac, ou en ajoutant l'alun dans les aliments. Dans le cadre d'une étude de terrain qui doit avoir lieu à la fin de l'été 2001, on s'efforcera de mesurer l'intensité de la brume blanche dans le bas de la vallée du Fraser. Conjuguées à celles dont on dispose déjà, les données ainsi recueillies seront utilisées pour élaborer des plans de gestion du bassin atmosphérique et favoriser une réglementation plus stricte des émissions d'azote et d'oxyde de soufre dans cette partie du pays qui connaît une croissance rapide.

7.4. Effets des apports d'éléments nutritifs sur la biodiversité

La biodiversité est définie comme la variabilité des organismes vivants de toutes origines, entre autres les écosystèmes terrestres et marins ainsi que les autres écosystèmes aquatiques, tout comme les complexes écologiques dont ils font partie » (Glowka et al. 1994). Elle peut être analysée à trois paliers de la structure biologique: l'écosystème, l'espèce et le gène. La diversité écosystémique est le produit du nombre, de la variété et de l'étendue des écosystèmes, que ce soit à une échelle générale ou à l'intérieur d'une zone géographique donnée. Elle est importante parce que la diversité génétique et celle des espèces ont tendance à être plus grandes lorsqu'il existe toute une gamme d'écosystèmes auxquels les espèces peuvent s'adapter et quand des écosystèmes complexes ont eu le temps de se former. La diversité des espèces correspond au nombre d'espèces présentes sur la planète ou dans une région ou un écosystème donné. Elle est essentielle à la production, à la consommation, à la décomposition, au recyclage et aux autres phénomènes propres aux écosystèmes. Enfin, la diversité génétique désigne l'étendue de la variation des caractères hérités parmi les membres et les populations d'une espèce. C'est elle qui permet aux espèces de s'adapter aux modifications de leur environnement (Gouvernement du Canada 1996). À l'échelle terrestre, la biodiversité est de plus en plus menacée par les activités humaines qui causent la disparition d'écosystèmes naturels et l'extinction de certaines espèces (p. ex. Ehrlich et Ehrlich 1981; Freedman et al. 1996). Les apports d'éléments nutritifs dans les écosystèmes indigènes sont l'un des nombreux facteurs qui compromettent la biodiversité.

L'altération du cycle de l'azote par l'humanité a accéléré la réduction de la diversité biologique, surtout parmi les plantes qui aiment les sols pauvres en azote (Vitousek et al. 1997). La plupart des écosystèmes terrestres et marins naturels ne reçoivent que des quantités limitées d'azote biologiquement disponible, et de nombreuses espèces végétales indigènes sont donc adaptées à cette contrainte. L'apport de nouvelles quantités d'azote dans ces écosystèmes peut donner lieu à des substitutions marquées dans les espèces dominantes et affaiblir la diversité d'ensemble des espèces puisque les rares végétaux qui peuvent tirer profit de la disponibilité de grandes quantités d'azote prennent la place des autres. Par exemple, l'application, dans un cadre expérimental, d'engrais azotés dans les prairies et les landes d'Europe et d'Amérique du Nord a entraîné une réduction radicale de la biodiversité des espèces végétales, une réduction qui peut avoir des conséquences sur d'autres mécanismes écologiques (Vitousek et al. 1997). Un phénomène similaire a été constaté dans les écosystèmes d'eau douce où l'eutrophisation et la perte de diversité tiennent habituellement à des apports de phosphore (plutôt que d'azote).

Les contraintes qu'exerce l'enrichissement en éléments nutritifs ont tendance à mener les écosystèmes aquatiques à des états plus simples et moins résistants. En bref, leur composition et leurs mécanismes naturels sont compromis.

- Un enrichissement modéré des **lacs** a tendance à stimuler la croissance du phytoplancton et des plantes aquatiques fixes, cette stimulation s'accompagnant de changements dans la composition des espèces végétales aquatiques. On assiste également à un accroissement de l'abondance de la faune aquatique, notamment des invertébrés et des poissons, ainsi qu'à des modifications de sa composition. Lorsque l'enrichissement est massif, le fond des lacs s'en trouve saturé, ce qui occasionne une réduction de la biodiversité des organismes benthiques ainsi que la disparition d'espèces de poisson, puisque leurs œufs survivent moins facilement, à cause de l'épuisement de l'oxygène.
- Dans les **cours d'eau**, un enrichissement modéré se traduit par des augmentations de la biomasse du périphyton et des végétaux aquatiques fixes ainsi que par une intensification de la productivité des espèces des niveaux trophiques supérieurs, comme les insectes et les poissons. Lorsque l'enrichissement est massif, on constate une baisse de la productivité du périphyton, des poissons et des invertébrés benthiques ainsi que la disparition de certaines espèces.
- Dans les **milieux humides**, le nombre d'espèces par unité de surface et la production de la biomasse augmentent sous l'effet d'une charge modérée en éléments nutritifs. Lorsque la charge s'élève, la croissance des végétaux est freinée par la compétition pour la lumière (par les pousses et les feuilles) et pour l'espace (par les racines). La végétation devient dominée par certaines espèces puisqu'il se produit une invasion d'espèces exotiques qui aiment l'azote ou le tolèrent très bien. Dans les tourbières oligotrophes, par exemple, la sphaigne devient moins abondante et des mousses nitrophiles viennent la remplacer alors que, dans les tourbières minérotrophes, on constate une propagation des grandes graminées (herbes et carex) et un affaiblissement du nombre des espèces végétales subordonnées, qui sont moins en mesure d'obtenir leur part de lumière. Dans les marais, c'est le phytoplancton et les plantes émergentes qui prolifèrent. Dans les marais salés, les eaux sont étouffées par le phytoplancton, qui empêche la lumière d'atteindre la végétation située en profondeur. La succession des espèces des zones humides est donc altérée par des modifications de la biomasse végétale et de la composition des espèces. Des changements peuvent également survenir dans la composition des espèces d'invertébrés, ce qui peut entraîner une évolution de la qualité et de la quantité des aliments des oiseaux aquatiques.

Les amphibiens (grenouilles, crapauds et salamandres) peuvent être intoxiqués par les nitrates et les nitrites. Le transfert de grandes quantités d'éléments nutritifs des marais salés aux estuaires adjacents peut aussi stimuler les réseaux trophiques des eaux côtières.

- Dans les **eaux côtières**, on constate une augmentation du phytoplancton et des macro-algues à croissance rapide, ainsi qu'une réduction de la quantité de lumière reçue par les graminées marines, ce qui affaiblit leur capacité de photosynthèse. L'anoxie des sédiments freine l'assimilation de l'azote par les graminées marines et accélère leur mortalité. Les eaux deviennent plus turbides, puisque les sédiments ne sont plus stabilisés, ce qui stimule encore davantage la motilité du phytoplancton, qui peut monter en surface pour recevoir le plus de lumière possible. L'anoxie accélère par ailleurs la libération des éléments nutritifs par les sédiments (charge interne en éléments nutritifs), ce qui favorise la croissance du phytoplancton. C'est ainsi que de nombreux poissons et organismes benthiques perdent leur habitat. Il a été déterminé que les algues marines sont à l'origine de la disparition massive de poissons, d'oiseaux et de mammifères marins.

Le fait que les émissions industrielles d'oxydes d'azote constituent en elles-mêmes une menace pour la biodiversité des espèces et des écosystèmes, puisqu'elles donnent lieu à des précipitations acides, vient amplifier les contraintes qu'exercent les apports supplémentaires d'éléments nutritifs. Au bout du compte, les sols et l'eau s'acidifient, les éléments nutritifs sont moins disponibles pour la faune et la flore des écosystèmes terrestres et aquatiques, et les organismes aquatiques meurent (Gouvernement du Canada 1991). En conclusion, en préservant la diversité, on contribue à faire en sorte que la planète puisse continuer d'alimenter les mécanismes écologiques naturels dont tous les organismes vivants dépendent.

7.5. Les produits ignifuges sauvent-ils ou détruisent-ils les forêts?

L'élaboration de plans de gestion des écosystèmes qui préservent la biodiversité, permettent différents usages des espaces boisés et en favorisent une utilisation durable constitue actuellement un défi important pour tous ceux qui ont à gérer des forêts au Canada. Les incendies de forêt jouent un rôle substantiel dans la santé des écosystèmes, puisqu'ils réenclenchent le cycle de succession d'une forêt. Mais ils mettent aussi des vies en danger et font subir des pertes à l'industrie forestière et aux propriétaires de terrains. Au Canada, on utilise donc toute une série de produits chimiques pour faciliter la lutte contre les feux de forêt, notamment des produits ignifuges, des mousses et des agents mouillants efficaces sur de courtes ou de longues périodes. Ces moyens de lutte contre le feu pourraient avoir des conséquences écologiques notables. Par exemple, les produits chimiques employés pour éteindre les feux de végétation sont parfois déversés dans des zones sensibles sur le plan environnemental qui abritent des espèces végétales et animales menacées, en voie de disparition ou économiquement importantes (Hamilton et al. 1994). Il est bien sûr impossible de laisser tous les feux de végétation suivre leur cours, mais il n'en reste pas moins que les effets locaux des produits ignifuges suscitent des inquiétudes, à cause de leur toxicité potentielle ou parce qu'ils constituent un apport en éléments nutritifs (Duchesne 1994).

Les produits ignifuges agissant sur une longue période sont chimiquement formulés de manière à continuer de freiner ou d'inhiber la combustion après l'évaporation de l'eau du mélange chimique (Labat-Anderson Inc. 1996). Ils sont habituellement épanchés par voie aérienne sur une bande de 25 à 30 mètres autour du périmètre d'un incendie qui se propage, change de direction ou s'approche d'une ville (Albert Simard, RNCAN, communication personnelle; CERNA 1993). Le mélange ignifuge

contient environ 85% d'eau, 10% d'engrais (normalement du phosphate d'ammonium ou du nitrate d'ammonium) et 5% d'ingrédients secondaires (colorants, épaississants, inhibiteurs de corrosion, stabilisateurs et bactéricides) (George 1995). Fondamentalement, les produits ignifuges agissant sur une longue période sont donc des engrais. Ceux-ci ont pour fonction de stimuler la végétation à la fois à court terme, pour la rendre plus résistante à l'incendie, et à long terme, pour la faire repousser après (Johnson et Sanders 1977). L'épandage de produits ignifuges agissant sur une longue période à proximité de plans d'eau et sur ceux-ci a suscité quatre grandes inquiétudes environnementales, qui tiennent à la toxicité de l'ammoniac pour les espèces visées par la pêche sportive, à la toxicité des différents produits qui sont issus de la décomposition des ingrédients, à la réduction de la diversité des espèces et du nombre des organismes des cours d'eau ainsi qu'au risque d'eutrophisation (Labat-Anderson Inc. 1996).

Toutefois, pour l'environnement, la principale menace posée par les produits utilisés pour retarder les incendies à long terme est l'enrichissement des écosystèmes. Même s'il est préférable d'éviter les largages aériens de produits ignifuges dans un plan d'eau ou le long de celui-ci, la nature même du terrain ou le lieu de l'incendie peuvent entraîner une certaine quantité de produits retardants dans des lacs ou des cours d'eau. C'est toutefois quand le produit est directement déversé dans un lac ou un cours d'eau que la possibilité d'eutrophisation est la plus grande, surtout si la teneur en azote des eaux réceptrices est très faible. Le risque d'eutrophisation que les produits ignifuges agissant sur une longue période font courir aux écosystèmes aquatiques dépend donc de la quantité de produits qui est larguée sur un plan d'eau, du volume de celui-ci et du débit ou des échanges d'eau dans le lac ou le cours d'eau. Le risque d'eutrophisation engendrée par le ruissellement provenant des bandes de végétation traitées avec ce genre de produits est considéré comme faible, puisque la majeure partie du phosphore s'intègre dans le sol sous une forme non lessivable (Norris et al. 1978). De plus, l'année suivante, l'essentiel des éléments nutritifs ont été consommés par la végétation de la forêt (Albert Simard, RNCAN, communication personnelle).

La toxicité des produits ignifuges agissant sur une longue période ne fait normalement courir qu'un faible risque à l'environnement. Dans les écosystèmes aquatiques, ce risque dépend de la mesure dans laquelle les eaux réceptrices peuvent diluer le produit. En général, ceux qui retardent l'incendie à long terme n'ont pratiquement pas d'effet toxique sur le poisson, puisque leurs valeurs CL_{50} sur 96 heures va de 90 mg/L pour le sac vitellin des alevins de saumon coho à plus de 10 000 mg/L pour les œufs de truite arc-en-ciel (Johnson et Sanders 1977; Poulton et al. 1993). Ces produits sont légèrement toxiques pour les invertébrés aquatiques, avec des valeurs CL_{50} sur 96 heures qui vont de 45 à 62 mg/L pour les puces d'eau (Johnson et Sanders 1977; Monsanto 1991). Ils ne semblent pas constituer un réel danger pour les oiseaux, les mammifères, les vers de terre ou les êtres humains adultes (Smith 1987; Chemonics 1991; Monsanto 1991; Stillmeadow 1991; Poulton et al. 1993; Vyas et al. 1994). Toutefois, l'engrais qu'ils contiennent peut, dans des conditions très précises, occasionner un empoisonnement au nitrate chez les animaux qui consomment du foin ou d'autres cultures fourragères contaminées (George 1995; Labat-Anderson Inc. 1996). On sait peu de choses des effets potentiels des produits de cette formulation sur la dynamique des populations et le comportement des vertébrés. De plus, très peu d'informations ont été accumulées sur la toxicité potentielle de ces produits pour les végétaux terrestres. Il est possible que les aérosols de sulfate d'ammonium puissent être nocifs pour les feuilles de végétaux, notamment en les faisant jaunir et flétrir et en tuant leurs tissus (Bradstock et al. 1987).

Actuellement, il semble que les produits ignifuges agissant sur une longue période utilisés au Canada ne menacent pas la flore et la faune lorsqu'ils sont adéquatement employés. Il faudrait toutefois procéder à des recherches supplémentaires pour déterminer quel est l'effet de ces produits chimiques fertilisants lorsqu'ils sont épandus dans des endroits naturellement pauvres ou riches en éléments nutritifs, puisque l'ajout de telles substances peut entraîner une évolution radicale des conditions trophiques, même si ce résultat n'est que temporaire.

7.6. Intensification de l'agriculture

Au siècle dernier, les techniques agricoles ont été fortement perfectionnées, notamment par l'introduction de variétés à haut rendement, de pesticides et d'engrais chimiques ainsi que de nouveaux moyens mécaniques et d'irrigation (Matson et al. 1997). À cause de ces perfectionnements, les exploitations agricoles sont devenues de plus en plus spécialisées et la plupart des fermes se classent maintenant dans l'une des deux catégories suivantes: 1) les installations d'élevage à haute densité, qui, dans bien des cas, n'ont pas suffisamment d'espace pour que le fumier puisse être épandu sans danger pour l'environnement; 2) les exploitations qui pratiquent la culture industrielle intensive, et qui ont besoin d'appliquer des quantités importantes d'engrais chimiques. Là où des exploitations agricoles mixtes ont pu recycler efficacement le fumier en l'étendant dans les champs, la distance qui sépare les installations d'élevage intensif et les champs de culture industrielle a fait que, à certains endroits, le fumier a été mal employé comme engrais. Cette répartition inéquitable des ressources a suscité des inquiétudes au sujet des effets du phosphore et de l'azote contenus dans le fumier et les engrais chimiques sur la qualité de l'air et de l'eau (Matson et al. 1997; Gleig et MacDonald 1998).

Le fumier est une source d'éléments nutritifs à faible densité et son transport sur de grandes distances est donc coûteux (Gleig et MacDonald 1998). Entre 1976 et 1996, les exploitations d'élevage sont devenues moins nombreuses et plus grandes au Canada. Par exemple, le nombre de porcs a augmenté de 91% alors que le nombre de porcheries a diminué de 69% au cours de la même période de 20 ans (figure 7.2; Statistique Canada 1997c). De la même manière, le nombre de poulets s'est accru de 17% alors que celui des installations d'élevage a baissé de 72%, tandis que le nombre de têtes de bétail s'est accru de 8% pendant que celui des élevages de bovins s'est réduit de 37% (figure 7.2; Statistique Canada 1997c). Pour les exploitations qui pratiquent l'élevage intensif, le fumier pose un grave problème de gestion puisqu'il doit être entreposé durant au moins une partie de l'année avant d'être épandu dans les champs en des quantités appropriées aux besoins des cultures. Au Canada, la production annuelle de fumier (poids humide) est d'environ 1 milliard de tonnes (Larney 1992; Statistique Canada 1997c). Si les déjections d'animaux ne sont pas adéquatement entreposées, manipulées et épandues dans les champs, les plaintes formulées au sujet de leur odeur, l'eutrophisation des eaux de surface et la contamination des eaux souterraines deviennent des problèmes majeurs (Environnement Canada 1998b; McCulloch et al. 1998). Une mauvaise gestion du fumier peut également entraîner la disparition du poisson (voir la section 5.2) et faciliter les proliférations d'algues bleues toxiques, en plus d'occasionner une contamination des eaux souterraines par le nitrate et une eutrophisation des eaux de surface.

Dans les parties du Canada où l'on pratique l'élevage intensif, c'est-à-dire surtout en Ontario, au Québec et en Alberta, le fumier fournit plus d'éléments nutritifs qu'il n'en faut aux cultures (Bailey et Buckley 1998; Gleig et MacDonald 1998). Traditionnellement, les taux d'application du fumier sont

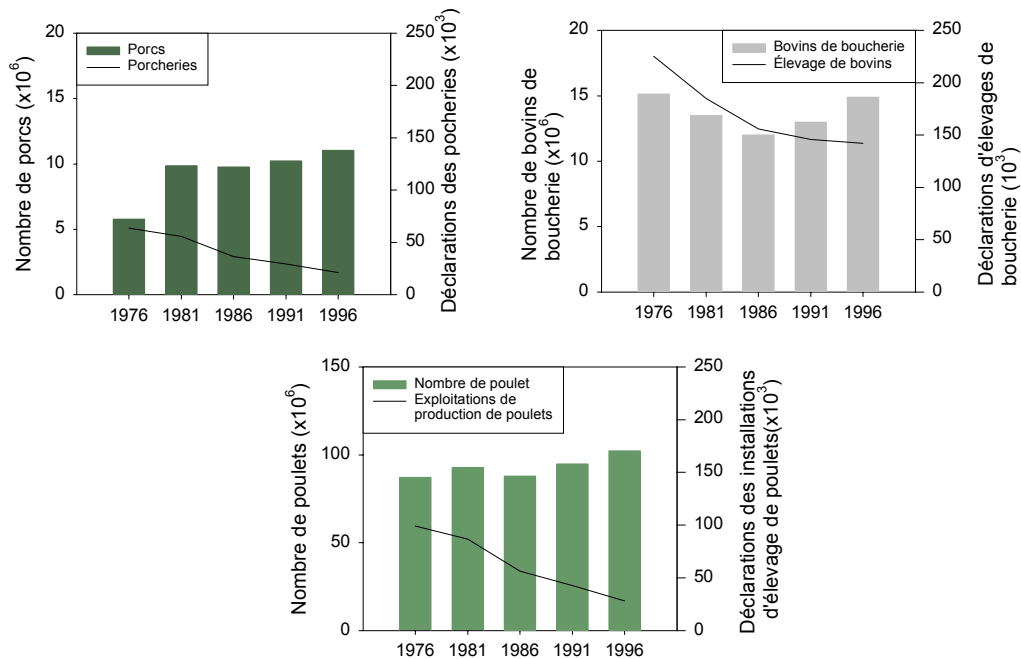


Figure 7.2. Évolution du nombre de porcs, de bovins de boucherie et de poulets et du nombre d'élevages au Canada entre 1976 et 1996 (données de Statistiques Canada 1997c).

calculés en fonction des besoins en azote de la culture visée. Ce calcul ne tient cependant pas compte de la teneur en phosphore du fumier, qui sera supérieure aux besoins de la culture si la quantité de fumier est uniquement fonction de la teneur en azote. Aux taux actuels d'application, les concentrations en phosphore augmentent dans les sols et il est donc possible que le phosphore puisse migrer et contaminer les eaux souterraines et de surface, surtout dans les régions humides du Canada (Bailey et Buckley 1998; Gleig et MacDonald 1998). Au Québec, en Colombie-Britannique et en Ontario, la forte teneur en phosphore des sols des régions où l'élevage est intensif commence à poser un problème environnemental (Bailey et Buckley 1998).

Si les régions d'élevage intensif disposent de surplus d'éléments nutritifs disponibles dans le fumier, l'inverse est vrai dans les régions du Canada où l'on pratique la culture industrielle intensive. Dans ces dernières régions, il faut procéder à un apport d'engrais chimiques pour répondre aux besoins. La répartition des élevages et des cultures entre des régions différentes limite donc les possibilités d'utilisation du fumier, non seulement comme engrais, mais aussi comme excellente source de matières organiques. La matière organique contenue dans le sol renforce en effet sa capacité de rétention des éléments nutritifs et de l'eau, exerce une influence sur la température du sol et la minéralisation des éléments nutritifs et fournit un abri à différentes communautés animales, bactériennes et fongiques (Matson et al. 1997). La perte de la couche de sol organique créée par le biote du sol a conduit les agriculteurs à recourir de plus en plus à l'irrigation, au travail mécanique des sols et à des apports d'engrais chimiques, autant d'éléments qui ont un coût économique pour le producteur.

L'agriculture intensive entraîne aussi une réduction globale de la diversité des végétaux. Même si la gestion d'une monoculture peut sembler plus simple du point de vue du producteur, cette diminution du

nombre d'espèces végétales donne naissance à un écosystème favorable aux insectes ravageurs et aux agents pathogènes des plantes. On a également pu constater que les apports d'engrais azotés accroissent le nombre d'agents pathogènes des cultures et les populations d'insectes qui se nourrissent de sève comme les pucerons, les cicadelles et les cercopes (Matson et al. 1997). Or, le besoin d'utiliser des pesticides augmente à mesure que les ravages exercés par les insectes sur les cultures s'accroissent. Des études effectuées récemment ont également révélé que les engrais stimulent la croissance de plantes adventices dans la strate herbacée des habitats adjacents aux cultures (Boutin et Jobin 1998; Kleiljn et Verbeek 2000), ce qui ne fait donc qu'amplifier le problème d'invasion par les mauvaises herbes.

Au cours des 50 dernières années, le perfectionnement des techniques agricoles a radicalement accru le rendement annuel des cultures au Canada. Toutefois, à cause de ces progrès technologiques, l'agriculture a maintenant un impact plus important sur l'environnement, et surtout sur la qualité de l'eau. Les milieux agricoles ont réagi en adoptant des pratiques de gestion optimales pour équilibrer les impératifs de production alimentaire du Canada et la nécessité de limiter autant que possible les effets négatifs de cette production pour l'environnement. Au Canada, les questions de gestion du fumier ont été traitées par l'intermédiaire de règlements, de recommandations et de codes de pratique élaborés en vertu de lois existant déjà (comme en Colombie-Britannique, en Saskatchewan, en Alberta et au Manitoba) et en offrant une assistance aux producteurs pour qu'ils améliorent la gestion et l'entreposage du fumier (au Québec, par exemple) (Gouvernement du Canada 1996). Pour éviter les problèmes que posent la surfertilisation et la sous-fertilisation des cultures, chaque province a également publié des recommandations pour aider les producteurs à calculer les taux d'application du fumier et des engrais en fonction des besoins des cultures et de l'état des sols, ces taux étant établis grâce à des analyses des sols. De nouveaux moyens techniques ont par ailleurs permis de réduire la gravité de certains problèmes de gestion. On peut citer à cet égard les systèmes d'injection de fumier dans le sol sous forme liquide grâce auxquels il a été possible de réduire les pertes d'éléments nutritifs. Avec le compostage des déjections animales, on a obtenu un produit plus stable, qui pose moins de problèmes de contamination de l'environnement et avec lequel les pertes d'éléments nutritifs sont moins grandes. De plus, les progrès effectués en biotechnologie permettent aux animaux de mieux assimiler les éléments nutritifs et réduisent donc le gaspillage.

7.7. Évacuation des biosolides des eaux usées municipales

Les boues résiduaire sont un sous-produit organique riche en éléments nutritifs du traitement des eaux usées municipales. Leur création durant ce traitement est inévitable et la quantité produite augmente à mesure que les objectifs de qualité des effluents sont rehaussés. Les biosolides représentent la fraction des boues résiduaire qui a été stabilisée par digestion, de manière à respecter la réglementation sanitaire qui régit l'épandage de ces boues (MEEO et MAARO 1996; WEF 1998).

Les biosolides sont très appréciés en agriculture comme moyen d'amender les sols et comme source d'éléments nutritifs (Campbell et Webber 1997; Evans 1998; Mackenzie 1998). Toutefois, comme ils sont extraits des eaux usées domestiques et industrielles, on craint que leur application sur des terres arables n'entraîne une accumulation de métaux lourds ou de contaminants organiques dans le sol et, en définitive, dans les cultures ou chez les animaux d'élevage. La teneur des biosolides en métaux lourds et en contaminants organiques varie fortement selon la nature des industries qui envoient leurs

effluents à une installation de traitement des eaux usées. Pour l'instant, la teneur en métaux lourds est le principal critère en fonction duquel les taux d'application dans les champs sont établis (CBCL Limited 1996; MEEQ et MAARO 1996; AEP 1997; Campbell et Webber 1997; BCEL 1998a; SERM 1998). Les contaminants organiques contenus dans les biosolides comprennent des produits chimiques comme des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des biphényles polychlorés (BPC), des esters de phtalate, des dioxines et des furanes. Comme il reste difficile, long et coûteux de répertorier les produits chimiques organiques contenus dans les boues résiduelles et de les traiter, la teneur en contaminants organiques n'est pas prise en considération pour le calcul des taux d'application dans les champs. On n'a cependant pas constaté d'accumulation de ces contaminants dans les sols agricoles de l'Ontario traités avec des biosolides à des taux dépassant largement les valeurs recommandées (Webber 2000). Dans les années 1980, l'introduction et la mise en application de programmes de surtaxe des industries ayant pour but de limiter la pollution à la source et de mettre en évidence les avantages économiques de la récupération et de la réutilisation des flux de déchets ont donné lieu à une forte diminution des concentrations de métaux lourds dans les biosolides (Campbell et Webber 1997). Cette tendance donne à penser que les teneurs en contaminants des boues résiduelles continueront de baisser à mesure que les progrès technologiques permettront de mieux déceler et traiter ces contaminants.

Actuellement, la quantité de biosolides produits au Canada augmente en proportion du nombre supplémentaire de Canadiens dont le domicile est branché sur le réseau d'égouts et les installations de traitement des eaux usées. De plus, la production de biosolides est plus importante si le traitement des eaux usées est plus poussé. Le manque d'espace de stockage des biosolides et les redevances de déversement de plus en plus élevées exigées par les décharges ont fait apparaître de nouvelles stratégies de gestion des biosolides. Encore récemment, l'incinération était la technique de traitement préférée, puisqu'elle laisse moins de résidus à évacuer. Toutefois, les préoccupations exprimées au sein de la population à propos des émissions atmosphériques et de l'évacuation des cendres a fait tomber cette solution de gestion en défaveur même si les moyens techniques d'épurer les émissions atmosphériques existent, bien qu'ils soient coûteux (Campbell et Webber 1997). L'épandage sur des sols est actuellement l'option retenue pour les biosolides puisqu'il s'agit d'une méthode efficace par rapport à son coût, surtout à petite échelle, et qui ne fait guère courir de risques à l'environnement si les recommandations d'application sont soigneusement respectées. Le compostage et la production d'engrais mettent également à profit la teneur des biosolides en éléments nutritifs et en composés organiques tout en réduisant le volume de matériaux produits. Toutefois, les initiatives de compostage sont souvent vouées à l'échec à cause des plaintes au sujet de l'odeur et de l'absence de marchés pour le produit. Dans le cadre de la production d'engrais, les biosolides sont séchés, ou réduits en granules, et combinés avec d'autres matériaux pour être vendus comme engrais organiques (Campbell et Webber 1997). D'autres techniques de gestion des biosolides font actuellement leur apparition, notamment la conversion thermique en un carburant liquide (huile), qui permet de récupérer leur énergie; l'utilisation des cendres de biosolides dans les matériaux de construction; des techniques comme l'oxydation en phase aqueuse, la stabilisation alcaline et la stabilisation chimique ou biologique pour immobiliser ou éliminer les composés toxiques (Campbell et Webber 1997).

7.8. Expansion de l'aquaculture

Au cours des 20 dernières années, l'aquaculture s'est transformée au Canada en une industrie regroupant quelque 1 750 producteurs, dont la valeur globale se chiffre à 338 millions de dollars et qui

a été à l'origine d'environ 1,5% de l'ensemble de la production aquacole mondiale en 1997. Même si le Canada n'occupe qu'une petite place dans cette industrie, ses installations aquacoles de petite à moyenne taille constituent des sources importantes d'emploi dans les régions essentiellement rurales où elles sont implantées. Depuis 1991, la baisse des prix, le moratoire imposé sur l'aménagement de nouveaux sites en Colombie-Britannique ainsi qu'une épidémie survenue chez les saumons du Nouveau-Brunswick ont freiné l'expansion du secteur aquacole canadien. On s'attend toutefois à ce que la production aquacole double au Canada entre 1998 et 2005 (MPO 1999). Cette croissance doit avoir lieu à l'intérieur d'un cadre cohérent de saines pratiques de gestion de l'environnement conçues pour préserver la santé et la productivité des milieux aquatiques.

Les installations aquacoles ont de multiples interactions avec l'environnement. Même si certaines préoccupations ont été exprimées au sujet de leurs effets nocifs éventuels sur la qualité de l'eau, leur plus grande incidence tient aux granules de nourriture qui sont déversés dans les cages. Les formulations d'aliments qui optimisent l'assimilation de l'azote et du phosphore par les poissons et réduisent donc au minimum les quantités d'aliments perdues dans l'environnement contribuent à atténuer cette incidence. Cependant, lorsque l'eau ne circule pas assez pour diluer adéquatement les apports d'éléments nutritifs, comme c'est le cas au lac Heney, au Québec, la charge d'éléments nutritifs imposée par l'aquaculture peut modifier de manière permanente le réseau trophique (voir l'étude de cas du lac Heney, section 4.2). Par ailleurs, l'épuisement de l'oxygène qu'entraîne la décomposition microbienne des déchets d'aliments accumulés sous les cages débouche souvent sur une modification de la communauté des invertébrés benthiques. En ce qui concerne les installations d'élevage de crustacés et de coquillages du Canada, les inquiétudes exprimées au sujet des éléments nutritifs ne tiennent pas aux pertes dans les eaux avoisinantes puisque, dans notre pays, on n'y procède pas à des apports alimentaires. Le problème est plutôt que l'augmentation des charges d'éléments d'origine anthropique dans les milieux marins stimule l'ampleur et la fréquence des proliférations d'algues dangereuses. Lorsque cela se produit à proximité d'une installation d'élevage de coquillages, il faut donc fermer celle-ci puisque les coquillages, faisant office de filtre, accumulent les toxines, ce qui les rend impropres à la consommation humaine.

En octobre 1999, la Colombie-Britannique a levé son moratoire de quatre ans sur l'expansion de l'aquaculture, une mesure qui devrait donner lieu à une forte croissance de l'aquaculture au Canada (BCEAO 1997). Même si des groupes de défense de l'environnement s'y opposent encore, l'expansion de l'aquaculture est présentée comme une solution de rechange viable à la pêche au saumon sauvage et un moyen de créer des emplois pour les pêcheurs au chômage. Mais les installations aquacoles, si elles ne sont pas correctement gérées, peuvent porter préjudice aux milieux biologiques et physiques. Les effets potentiels varient fortement et dépendent du cadre physique et de l'envergure de l'installation, de la qualité de son entretien, du mode d'alimentation et de l'ampleur des usages concurrentiels de l'environnement aux alentours. Le défi consiste donc à faire en sorte que des mesures de gestion adéquates soient adoptées au Canada en même temps que les installations aquacoles y prendront de l'expansion.

7.9. Choix du site des installations municipales de traitement des eaux usées

Les effluents des installations municipales de traitement des eaux usées sont fréquemment rejetés dans les lacs et les cours d'eau à des concentrations qui peuvent être nocives. Ils sont une source de préoccupations parce que plusieurs des substances qu'ils contiennent, comme le phosphore et

l'ammoniac, sont présentes à des concentrations bien supérieures à ce qui est souhaité pour l'environnement ambiant. Dans le lac Ontario, par exemple, la concentration ambiante de phosphore qui est recherchée est de 0,010 mg/L alors que les concentrations rejetées par les installations municipales sont typiquement de 50 à 100 fois plus fortes (de 0,5 à 1,0 mg/L). Par conséquent, la dilution des effluents s'effectue dans les eaux réceptrices, ce qui crée une zone de dilution à proximité du point de rejet. La dilution dans les eaux réceptrices est un élément important de la réduction des coûts du traitement des eaux usées. Toutefois, même si la quantité totale d'un polluant donné qui est rejetée est acceptable, la taille de la zone de dilution et la concentration du polluant ainsi que la dégradation de l'environnement dans cette zone peuvent continuer de poser des problèmes. La taille et les effets locaux de la zone de dilution dépendent en effet du volume et de la concentration de l'effluent, de l'efficacité du diffuseur (si l'on en utilise un), des caractéristiques de dispersion (turbulence et mouvement de l'eau) des eaux réceptrices ainsi que de l'emplacement du point de rejet.

Dans le cas des cours d'eau, le choix du site est conditionné par des facteurs environnementaux aussi bien qu'économiques. Afin de réduire autant que possible les effets locaux, il peut être décidé d'implanter l'installation en amont plutôt qu'en aval, ainsi qu'à une certaine distance du cours d'eau. Les boues rejetées à proximité des rives peuvent demeurer près de celles-ci sur des kilomètres dans leur descente vers l'aval et ne se diluer ou ne se mélanger que graduellement. Les rejets effectués au milieu des cours d'eau se mélangent normalement aux eaux de ceux-ci dans deux directions et peuvent donc se diluer un peu plus près du point de rejet. Les diffuseurs de rejets permettent de mélanger rapidement l'effluent avec les eaux ambiantes, et donc de réduire leurs concentrations.

Dans les lacs, la longueur de la conduite de décharge constitue également une considération économique et environnementale. Les conduites plus longues coûtent davantage mais limitent le tort causé à l'environnement (en supposant que la quantité totale d'éléments constitutifs comme le phosphore est appropriée). Lorsque les zones de mélange empiètent sur des eaux peu profondes ou sont situées trop près des rives, les fortes concentrations d'éléments nutritifs des effluents traités peuvent occasionner des proliférations d'algues et des accumulations d'algues fixes désagréables comme *Cladophora*. Plus la conduite est longue et plus il est possible de rejeter l'effluent en profondeur. Plus la profondeur est grande et plus le débit des eaux dans lesquelles l'effluent se dilue est important. Les panaches peuvent aussi être répartis sur une plus grande quantité d'eau lorsque le site est plus profond. Par conséquent, des conduites plus longues et aboutissant plus en profondeur permettent de réduire l'importance des concentrations dans les zones de mélange des eaux de surface. De plus, les points de rejet qui sont situés très au large réduisent les incidences sur les prises d'eau. Encore une fois, plus le point de rejet se trouve loin au large, et moins il est probable que des effets se fassent sentir sur la rive.

Les quantités d'effluents rejetées progressent à mesure que la population s'accroît. Par conséquent, des quantités croissantes sont répandues dans l'environnement aux endroits où l'on a commencé à le faire voilà des dizaines d'années. Dans les grands lacs, les rejets ont lieu à un ou deux kilomètres de la rive. Par ailleurs, la taille de la zone de mélange augmente au même rythme que le volume d'effluents. Il est possible de restreindre quelque peu l'impact de la zone de mélange grâce à des traitements de plus en plus perfectionnés. Toutefois, à un certain moment, il faut procéder à des choix entre des traitements de plus en plus coûteux et l'installation plus loin au large de conduites qui coûtent elles aussi de plus en plus cher. En Amérique du Nord, même les eaux usées très bien traitées stimulent très activement la croissance des algues. Les capacités naturelles de dispersion et

d'assimilation des lacs dépendent par ailleurs de la profondeur et de la distance du point de rejet par rapport à la rive. Par conséquent, il faudra prêter davantage attention à l'emplacement du site de rejet à mesure que les quantités d'eaux usées augmenteront si l'on veut éviter que des effets nocifs se fassent sentir à proximité de la rive.

7.10. Le lac Winnipeg: eutrophisation d'un grand lac du Manitoba

Le lac Winnipeg se trouve dans le centre du Manitoba. Il occupe le dixième rang des lacs d'eau douce au monde par sa superficie (23 750 km²) et le deuxième rang au Canada par l'étendue de son bassin hydrographique. Ce bassin chevauche le territoire de quatre provinces (l'Alberta, la Saskatchewan, le Manitoba et l'Ontario) et de trois États des États-Unis et renferme trois importants cours d'eau, soit les rivières Rouge, Winnipeg et Saskatchewan. Le lac Winnipeg constitue le maillon central d'une chaîne de vastes lacs qui parsèment le Canada : le Grand lac de l'Ours et le Grand lac des Esclaves, dans les Territoires du Nord-Ouest, le lac Athabasca, qui traverse la frontière séparant l'Alberta et la Saskatchewan, le lac Manitoba et les Grands Lacs, à la frontière de l'Ontario et des États-Unis.

Pour les Manitobains, le lac Winnipeg a une valeur économique, esthétique et culturelle considérable. Ainsi, la valeur au débarquement annuelle des pêches de doré jaune et de grand corégone dépasse 25 millions de dollars, et celles-ci font vivre plus de 700 pêcheurs et leurs collectivités, dont beaucoup sont des Autochtones. Ce lac sert également de réservoir pour la société Manitoba Hydro, et ses eaux contribuent à la production d'électricité, dont l'exportation rapporte plus de 350 millions de dollars chaque année. En outre, le lac Winnipeg est une source d'eau potable pour de nombreuses collectivités d'Autochtones le long du fleuve Nelson.

Les tributaires du lac Winnipeg présentent une variation naturelle quant aux charges d'éléments nutritifs et de sédiments fins qui témoigne de la nature des formations géologiques et des activités humaines dans leurs bassins. Ceux qui se jettent dans le lac à partir de l'est baignent surtout l'écozone du Bouclier boréal et se distinguent par d'importants apports d'eau et une faible teneur en éléments nutritifs et en sédiments fins. En revanche, les tributaires qui s'y jettent à partir du sud et de l'ouest drainent des matériaux sédimentaires et sont caractérisés par un faible apport d'eau et une forte teneur en éléments nutritifs et en sédiments fins.

L'évolution des activités humaines observée dans le bassin au cours des 30 dernières années a accru le stress imposé à l'écosystème du lac Winnipeg. Il semble s'être produit une augmentation progressive des concentrations d'azote et de phosphore, qui est vraisemblablement attribuable à l'évolution des pratiques agricoles, notamment l'expansion du secteur de l'élevage du bétail et de la transformation des aliments, et à l'accroissement démographique. De plus, la hausse de la demande et de la valeur de l'eau pour la production d'électricité a incité à faire du lac Winnipeg un réservoir à cette fin. Or il se peut que cette initiative de gestion modifie, par la pénétration accrue de la lumière ainsi que par la rétention et le recyclage accrus d'azote et de phosphore, la charge d'éléments nutritifs des eaux du lac (M. Stainton, MPO, Winnipeg, comm. pers.).

On dénombre seulement quelques études du lac Winnipeg. Bajkov (1934), dans les années 1920, et Brunskill (1973; Brunskill et al. 1980), en 1969, sont les seuls à avoir mené des études détaillées de la variabilité sur les plans spatial et temporel des caractéristiques physiques, chimiques et biotiques des eaux du lac. Depuis 1969, cinq études de petite envergure ont été menées par Pêches et Océans

Canada (MPO) et le province de Manitoba (Manitoba Department of Mines, Resources and Environmental Management 1974; Todd et al. 1996; Stewart et al. 1998; M. Stainton, MPO, Winnipeg, données inédites). L'ensemble des données recueillies révèlent que l'accroissement des activités humaines dans le bassin a haussé l'eutrophisation du lac Winnipeg. On ne connaît pas encore parfaitement les effets des diverses activités humaines dans le bassin, mais la détérioration de la qualité de l'eau est probablement attribuable à une combinaison de facteurs. Mentionnons, à titre d'exemple: la hausse de la charge de phosphore de l'eau à partir du bassin; l'augmentation de la transparence de l'eau due à la réduction des apports de sédiments des tributaires sur lesquels on a construit des barrages hydroélectriques; l'accroissement de la rétention et du recyclage des éléments nutritifs attribuable aux changements des cycles hydrauliques causés par la transformation du lac en réservoir pour la production d'hydroélectricité. Pour pouvoir gérer les apports et assurer l'assainissement de ce magnifique lac, il faudra pousser considérablement l'étude des changements dans les charges d'éléments nutritifs à partir du bassin et dans la transformation de ces éléments dans les eaux du lac.