

4.0 Effets de l'ajout d'éléments nutritifs sur les écosystèmes

Faits saillants

- ❖ L'ajout d'éléments nutritifs dans un écosystème aquatique ou terrestre provoque une augmentation de la biomasse végétale et, en bout de ligne, une réduction du nombre d'espèces. Bien qu'il puisse se révéler avantageux au plan économique dans les écosystèmes aménagés à des fins de production végétale (p. ex. agriculture et foresterie), l'ajout d'éléments nutritifs a généralement des effets néfastes dans les écosystèmes naturels en raison des perturbations qu'il induit parmi les communautés végétales et animales.
- ❖ Dans les lacs, l'ajout d'éléments nutritifs est une cause d'eutrophisation. L'eutrophisation se manifeste par une prolifération massive d'algues (dont des espèces toxiques), une variation de l'abondance des animaux aquatiques (y compris des poissons communs) et de la composition des communautés qu'ils déterminent, une réduction des concentrations d'oxygène dans l'eau et l'apparition de problèmes de goût et d'odeur dans les approvisionnements en eau potable. Certaines des baies abritées des lacs Érié et Ontario constituent de bons exemples d'eutrophisation.
- ❖ L'ajout d'éléments nutritifs dans les cours d'eau entraîne une prolifération des plantes aquatiques ou des algues, peut entraver la navigation de plaisance et obstruer les filtres des conduites de prise d'eau. De nombreux cours d'eau au Canada présentent les signes d'un enrichissement modéré en éléments nutritifs en aval de points de rejet d'eaux usées municipales ou de secteurs faisant l'objet d'une exploitation agricole intensive.
- ❖ Dans l'ensemble, la qualité de l'eau le long des deux côtes est excellente, les courants marins contribuant à prévenir l'accumulation d'éléments nutritifs en provenance de sources anthropiques. Toutefois, les effets de l'eutrophisation sont perceptibles le long des deux côtes dans les baies isolées et les zones portuaires, en particulier le long de la côte atlantique où les activités humaines perturbent l'environnement depuis plus de deux siècles.
- ❖ Les milieux humides sont des écosystèmes uniques déterminant une transition entre les habitats terrestres et aquatiques. Bien que la conversion des milieux humides en terres urbaines ou agricoles soit la principale cause de la perte de milieux humides, l'ajout d'azote est un autre facteur moins évident de perturbations indésirables dans les communautés végétales des milieux humides. Le marais Cootes Paradise, dans le sud de l'Ontario, semble en voie de se rétablir depuis que des mesures correctrices destinées à réduire l'apport en éléments nutritifs résultant du rejet d'eaux usées municipales ont été prises.
- ❖ La contamination de l'eau souterraine par le nitrate résulte habituellement de l'épandage de quantités excessives d'engrais ou de fumier sur les terres agricoles, de l'écoulement d'eaux usées domestiques à partir de fosses septiques ou de la perte d'azote organique du sol. L'eau souterraine contaminée peut contribuer à l'enrichissement de certaines eaux de surface au Canada.

L'ajout d'éléments nutritifs, qu'il soit intentionnel (p. ex. épandage d'engrais sur les terres cultivées) ou accidentel (p. ex. rejet de déchets dans l'environnement), stimule la croissance des plantes dans tous les écosystèmes, à l'exception des quelques écosystèmes qui sont autosuffisants au plan nutritif. Sur une bonne partie de la surface terrestre, et en particulier dans les régions tempérées et boréales, la

productivité des plantes terrestres est limitée par les quantités d'azote disponibles (Vitousek et Howarth 1991). Les plantes cultivées constituent un bon exemple des gains de production qui peuvent être atteints grâce à l'ajout d'azote, principal ingrédient dans les engrais commerciaux. Toutefois, la végétation indigène est également limitée par N, dans la mesure où sa croissance maximale est compromise par une carence en azote. En conséquence, l'ajout d'azote se traduit par une augmentation de la biomasse de la végétation indigène, à moins que d'autres facteurs limitants comme l'humidité, la lumière ou le broutage interviennent (Rasmussen et al. 1993; Hudson et al. 1994; Aber et al. 1995; Townsend et al. 1996).

Dans les écosystèmes aquatiques, l'ajout d'azote inorganique dans les systèmes limités par l'azote entraîne également une croissance excessive des plantes. On parle alors d'eutrophisation. La plupart des eaux marines, en particulier dans les régions tempérées, sont limitées par l'azote, et l'ajout d'azote résultant d'activités humaines représente probablement la principale menace pour l'intégrité des écosystèmes côtiers (NRC 1993a; Howarth et al. 1996). En comparaison, le phosphore semble le facteur limitant dans la plupart des lacs (Dillon et Rigler 1974; Schindler 1974). On connaît moins bien la situation trophique des cours d'eau et des milieux humides d'eau douce. Les études menées à ce jour semblent toutefois indiquer que ces systèmes sont limités par l'azote ou le phosphore quand elles sont peu touchées par les activités humaines (Morris 1991; Scrimgeour et Chambers 2000). En stimulant la croissance des plantes dans les eaux intérieures et côtières, l'ajout d'éléments nutritifs modifie l'abondance et la diversité des taxons des niveaux trophiques supérieurs (organismes benthiques et planctoniques) et favorise la prolifération des algues toxiques et l'épuisement de l'oxygène dans l'eau. L'épuisement de l'oxygène résulte d'une série d'effets en cascade, l'augmentation de la biomasse végétale et sa décomposition favorisant l'accroissement des populations bactériennes et, de là, la réduction de la concentration d'oxygène dans l'eau.

Dans tous les écosystèmes, l'accroissement de la croissance des plantes est la principale conséquence de l'ajout d'éléments nutritifs. En revanche, les effets secondaires (p. ex. changement de la diversité faunique, altération du cycle des éléments nutritifs, incidences sur les écosystèmes adjacents) diffèrent d'un écosystème à l'autre. Ce chapitre passe en revue les effets de l'ajout d'éléments nutritifs sur les écosystèmes forestiers, les lacs, les cours d'eau, les milieux humides, les eaux côtières et les eaux souterraines. Des études de cas réalisées au Canada sont présentées en appui aux analyses générales, et des précisions concernant l'étendue sur laquelle les effets néfastes de l'ajout d'éléments nutritifs se manifestent sont fournies.

4.1. Écosystèmes terrestres

L'azote est l'élément nutritif qui limite le plus souvent la production primaire nette dans les écosystèmes forestiers, en particulier dans les régions tempérées et boréales (p. ex. Vitousek et Howarth 1991). Des études de fertilisation comportant une seule application d'azote ont confirmé que l'azote est le principal facteur limitant la croissance des arbres dans de nombreux écosystèmes forestiers canadiens (Weetman et al. 1987; Morrison et Foster 1990). L'azote n'a cependant pas un rôle limitant dans toutes les forêts. Ainsi, dans l'est du Canada, des forêts décidues dominées par l'érable n'ont pas réagi à l'ajout d'azote, vraisemblablement parce que les sols de ces forêts en contenaient déjà des quantités importantes (Cote et al. 1993; I.K. Morrison, Ressources naturelles Canada, comm. pers.). Toutefois, l'effet limitant exercé par l'azote dans la plupart des écosystèmes terrestres et l'augmentation documentée des retombées d'azote atmosphérique associées aux

activités humaines soulèvent la question suivante: quelle proportion du carbone stocké dans les écosystèmes terrestres est issue du dépôt et de la fixation de l'apport anthropique d'azote?

L'atmosphère est la principale source d'azote dans les écosystèmes forestiers. Avant le développement industriel, les formes d'azote assimilables par les plantes provenaient uniquement de la fixation biologique de l'azote (c.-à-d. production d'ammoniac par voie microbienne) et de la foudre, qui produit du monoxyde d'azote. Bien que les plantes soient capables d'assimiler les oxydes d'azote atmosphériques (Bennet 1975; OMS 1997a), elles obtiennent la majeure partie de l'azote dont elles ont besoin du sol, où l'azote est fixé sous des formes biodisponibles par les bactéries fixatrices d'azote.

Les activités humaines ont fait augmenter considérablement les émissions atmosphériques d'azote et, de là, les retombées d'azote biodisponible sur la surface terrestre. Des expériences réalisées en Europe et en Amérique du Nord ont montré qu'une fraction importante de cet apport additionnel en azote anthropique est retenue par les forêts, les milieux humides et les écosystèmes de la toundra et stimule la production, favorisant ainsi l'assimilation et le stockage du carbone (voir l'analyse de Vitousek et al. 1997). Les dépôts d'azote peuvent également accélérer la décomposition microbienne et, en conséquence, la dégradation de la matière résultant de l'enrichissement en azote. Toutefois, dans l'ensemble, les effets stimulateurs de l'ajout d'azote semblent surpasser les pertes de productivité. À l'échelle planétaire, l'augmentation de la biomasse végétale (exprimée sous forme de quantités de carbone stockées) induite par l'ajout d'azote anthropique est estimée à 1×10^8 à 13×10^8 tonnes de carbone, les valeurs plus élevées reflétant davantage les théories actuelles concernant les effets des activités humaines sur le cycle global de l'azote (Peterson et Melillo 1985; Schindler et Bayley 1993; Hudson et al. 1994; Townsend et al. 1996).

Au Canada, les retombées atmosphériques d'azote inorganique (ammonium et nitrate) ont augmenté régulièrement depuis les années 1900 pour atteindre, au début des années 1990, une valeur moyenne de 2,5 kg/ha/an dans les forêts (figures 3.14 et 4.1). Cet apport est cinq fois plus élevé que la valeur moyenne de 0,5 kg/ha/an enregistrée avant l'expansion industrielle. Comme l'azote est un facteur limitant dans la plupart des forêts canadiennes, l'accroissement des retombées d'azote a vraisemblablement contribué à accroître la productivité de la végétation forestière. Toutefois, il est difficile de savoir si les gains de productivité induits dans les forêts canadiennes par l'augmentation des retombées d'azote, le réchauffement climatique et l'augmentation des concentrations atmosphériques de CO₂ ont compensé les pertes de carbone engendrées par l'exploitation forestière, les feux de forêt et la mortalité causée par les insectes. Selon Kurtz et Apps (1999), les écosystèmes forestiers canadiens ont joué un rôle de puits de carbone atmosphérique entre 1920 et 1980 pour ensuite devenir une source de carbone depuis les années 1980, sous l'influence des perturbations, pour la plupart naturelles, qui ont entraîné le remplacement des peuplements et réduit les réserves de carbone (figure 4.2b). Chen et al. (2000a, b), en revanche, estimaient que les gains de productivité occasionnés par l'augmentation des retombées d'azote (estimées à environ 70 millions de tonnes de carbone par année entre 1985 et 1998), le réchauffement climatique et la hausse des concentrations atmosphériques de CO₂ étaient largement supérieurs aux pertes de carbone dues aux facteurs susmentionnés et que, par conséquent, les forêts canadiennes servaient encore de puits pour le carbone (figure 4.2a).

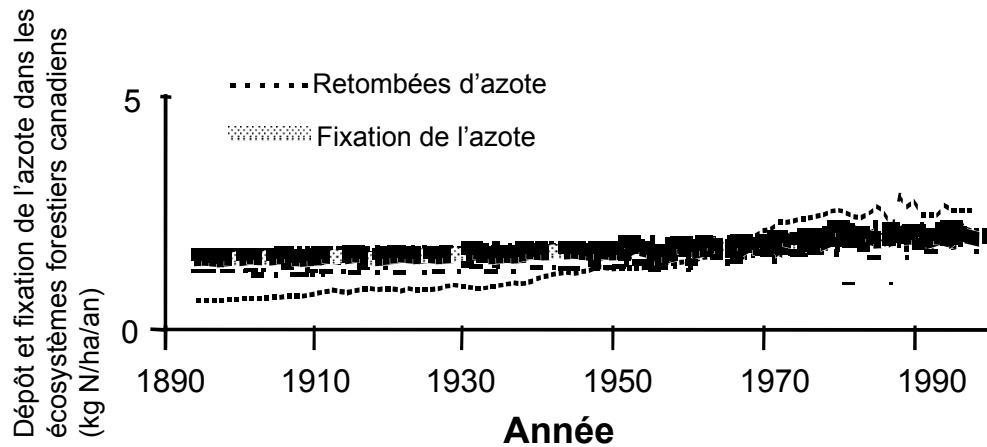


Figure 4.1. Retombées atmosphériques d'azote au Canada et fixation de l'azote dans les écosystèmes forestiers canadiens (tiré de Chen et al. 2000a, b).

En plus de stimuler la croissance de la végétation forestière, les dépôts d'azote influent également sur la diversité et les relations de dominance entre les espèces en favorisant la croissance des plantes nitrophiles. Une réduction du nombre d'espèces de plantes a été observée dans des prairies, en Amérique du Nord et en Europe, et dans des landes, en Europe, à la suite d'ajouts expérimentaux d'azote (p. ex., Aerts et Berendse 1988; Bobbink et al. 1988; Tilman 1997). En outre, les nouvelles communautés végétales, moins riches en espèces, ont présenté des fluctuations de productivité de plus grande amplitude en réaction à divers facteurs de stress environnementaux comme les variations climatiques interannuelles (Tilman et Downing 1994; Tilman 1996). Au Canada, il ne semble pas, d'après les données disponibles, que l'ajout d'azote ait eu un effet significatif sur la diversité des forêts (Hall 1995).

Bien que l'azote soit habituellement le principal élément limitant la production primaire nette dans les écosystèmes terrestres, il arrive un point où l'apport en azote provenant des retombées d'azote finit par excéder la demande totale en azote des plantes et de la flore microbienne. Une fois le point de saturation en azote des écosystèmes forestiers dépassé, le surplus d'azote est converti en nitrate et, par lessivage, finit par aboutir dans les eaux de surface et les eaux souterraines. Outre ses effets sur les eaux d'aval, le lessivage du nitrate altère la chimie des sols en causant une perte de cations nutritifs (dont le calcium et le magnésium), en provoquant l'acidification des sols et en augmentant la disponibilité de l'aluminium (par suite de l'acidification des sols) (voir l'analyse d'Aber et al. 1998). À son tour, le lessivage du nitrate et des cations associés peut provoquer des carences nutritives chez les arbres en altérant les ratios calcium:aluminium et magnésium:azote. Ces déséquilibres ont été associés à un ralentissement de la photosynthèse nette et de la croissance des forêts, à une réduction de l'efficacité de l'utilisation photosynthétique de l'azote et à une augmentation de la mortalité des arbres (Schulze 1989; McNulty et al. 1991, 1996; Aber et al. 1995; Cronan et Grigal 1995). Les arbres exposés à des quantités excessives d'azote sont plus vulnérables aux dommages infligés par les conditions climatiques extrêmes, en particulier les hausses de température à la fin de l'hiver, les gels résultant de baisses de température importantes au début du printemps ou les sécheresses prolongées (Côté et Ouimet 1996).

Une bonne part des recherches portant sur la saturation en azote des écosystèmes forestiers ont été réalisées en Europe, et plusieurs de ces études ont montré que les forêts européennes ont atteint ou sont en voie d'atteindre le point de saturation en azote. En Amérique du Nord, le risque de saturation

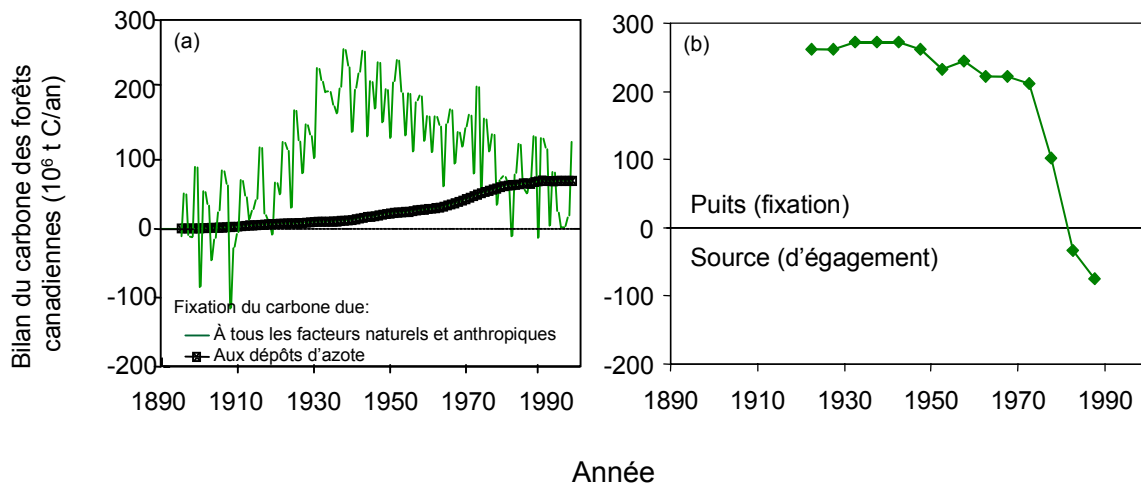


Figure 4.2. Bilan du carbone dans les écosystèmes forestiers canadiens: (a) Chen et al. (2000a); (b) Kurz et Apps (1999).

en azote est moins important, car la plupart des écosystèmes forestiers sont limités par l'azote et les retombées d'azote sont encore relativement faibles (moyenne d'environ 2,5 kg/ha/an au Canada; figure 4.1). En comparaison, les forêts de certaines régions du nord de l'Europe reçoivent dix fois l'apport naturel de retombées atmosphériques d'azote, les Pays-Bas détenant à ce chapitre le premier rang mondial avec des retombées variant entre 40 et 90 kg/ha/an (Vitousek et al. 1997). Des études réalisées aux États-Unis ont toutefois révélé que certaines forêts, comme la forêt expérimentale de Fernow (Virginie occidentale), sont déjà saturées en azote (Gilliam et al. 1996), et que d'autres, comme un peuplement montagnard d'épinette et de sapin du Vermont (McNultry et al. 1996], ou Bear Brook, dans le Maine (Kahl et al. 1993]), ou la forêt Harvard, au Massachusetts (Aber et al. 1993), pourraient le devenir expérimentalement après plusieurs années d'ajout de faibles concentrations d'azote.

Au Canada, une analyse des concentrations de nitrate dans les eaux de ruissellement s'écoulant vers le lac Turkey, dans le centre de l'Ontario, le lac Laflamme, dans le sud du Québec, le lac Plastic, dans le centre-sud de l'Ontario, la région des lacs expérimentaux, dans le nord-ouest de l'Ontario, et le lac Kejimikujik, dans le sud de la Nouvelle-Écosse, a révélé que les forêts entourant les lacs Turkey et Laflamme commençaient à présenter les signes précurseurs d'une saturation en azote (Jeffries 1995). L'incapacité de la végétation (forêts dominées par l'érable) et du bassin hydrographique du lac Turkey de retenir l'azote atmosphérique est due à la quasi-saturation des sols, qui présentent de forts taux de nitrification endogène (Mitchell et al. 1992). L'épuisement des cations de base dans les sols forestiers a également été observé dans des régions recevant d'importantes quantités de retombées de sulfate et de nitrate (Houle et al. 1997; Markewitz et al. 1998). Si l'on se fie aux prédictions fondées sur les pertes cumulatives de cations de base, la productivité des forêts va continuer de décliner tant que se poursuivront les retombées de sulfate et de nitrate (Arp et Oja 1992; Arp et al. 1996). Le risque de saturation en azote est maximal dans l'est du Canada, car c'est également dans cette région qu'on enregistre les retombées d'azote les plus élevées, les dépôts humides s'établissant à environ 10 kg/ha/an et les dépôts totaux (dépôts humides et secs), à 13,5 kg/ha/an (Chen et al. 2000 a).

4.2. Lacs

Les éléments nutritifs jouent un rôle essentiel dans les lacs, car ils fournissent la matière première indispensable à la croissance des algues, nourriture du zooplancton qui, à son tour, est à la base de l'alimentation des poissons. La concentration d'éléments nutritifs dans un lac dépend des interactions qui existent entre l'importance, la persistance et la biodisponibilité de la charge d'éléments nutritifs, le rapport de la vitesse de renouvellement de l'eau au volume du lac (temps de vidange) et la profondeur du lac. Les lacs peuvent absorber les éléments nutritifs pendant un certain temps, mais une fois que leur capacité d'absorption est dépassée, les concentrations d'éléments nutritifs augmentent, les algues prolifèrent et d'autres effets indésirables se produisent.

Le phosphore dans les lacs est hautement réactif et se lie facilement avec les particules de sol et les éléments minéraux présents dans la colonne d'eau. Une bonne part du phosphore lié devient inassimilable pour les algues et les bactéries. C'est la quantité et le taux de renouvellement du phosphore dissous restant qui régit l'intensité de la croissance bactérienne. La capacité d'un lac de retenir le phosphore dépend de la sédimentation nette qui, à son tour, dépend du temps de vidange et de la profondeur du lac. Dans les lacs dont l'eau se renouvelle rapidement, la concentration de phosphore est comparable à celle des eaux affluentes. En revanche, la concentration de phosphore dans un lac dont l'eau se renouvelle lentement est déterminée dans une large mesure par les paramètres de sédimentation de ce lac (Vollenweider 1976). Toutefois, même dans les lacs qui retiennent bien les éléments nutritifs et qui présentent des concentrations moyennes faibles, les éléments nutritifs peuvent poser des problèmes lorsque les charges d'éléments nutritifs charriées par les émissaires d'évacuation et les cours d'eau s'accumulent à proximité des rivages, l'absence de circulation de l'eau à ces endroits empêchant la dilution de la charge affluente. Bien que la dilution soit parfois considérée comme une solution peu souhaitable à la pollution, elle joue un rôle déterminant dans la capacité des lacs recevant des effluents qui présentent des concentrations de phosphore entre dix et cent fois supérieures à celle des eaux ambiantes d'assimiler ces apports excessifs d'éléments nutritifs. Si l'ampleur des effets de la pollution causée par les éléments nutritifs dépend dans une large mesure de la concentration de ces mêmes éléments, la dilution joue un rôle critique dans l'atténuation des effets de la pollution.

L'apport en éléments nutritifs influe sur la croissance des plantes aquatiques dans les lacs et, en particulier, sur celle des algues. Dans la majorité des lacs des régions tempérées de l'Amérique du Nord, le phosphore est l'élément nutritif le plus en demande, et la biomasse et la croissance des algues sont limitées par le phosphore (Vollenweider 1976). En conséquence, dans de nombreux lacs, la croissance des algues est modulée par la concentration de phosphore (p.ex., Watson et al. 1997). Toutefois, dans certains lacs, la production primaire est dominée par les macrophytes. Comme ces dernières supplantent habituellement les algues, les eaux demeurent limpides, même en présence de fortes concentrations d'éléments nutritifs (Beklioglu et Moss 1996; Weisner et al. 1997). Les lacs peuvent être classés en fonction de leurs teneurs en éléments nutritifs ou de leur situation trophique. Ainsi, les lacs oligotrophes présentent des concentrations moyennes très faibles (habituellement inférieures à 5 µg/L de phosphore total). Du fait que leur croissance est limitée par le phosphore, les algues sont peu abondantes, et les eaux sont dès lors habituellement limpides. Les eaux des lacs oligotrophes peuvent toutefois être fortement teintées par la matière humique. Les lacs modérément productifs (environ 10 à 30 µg/L de phosphore total) sont qualifiés de mésotrophes (voir l'étude de cas consacrée au lac Heney), tandis que les lacs très productifs, qualifiés d'eutrophes, sont très riches en

Le lac Érié, en Ontario, un lac « mort » ressuscité

Le lac Érié est l'un des plus célèbres exemples de restauration d'un écosystème aquatique gravement détérioré par une charge excessive d'éléments nutritifs. Les premiers signes de dommages sont apparus au cours des années 1800, lorsque la conversion des forêts en terres agricoles et en lotissements a provoqué une augmentation de l'érosion et, de ce fait, une hausse des apports de phosphore dans les eaux du lac. Pendant une centaine d'années, le développement s'est poursuivi, et même accéléré durant les deux grandes guerres mondiales. La situation s'est brusquement détériorée au cours des années 1940 lorsque de plus en plus de gens, maintenant raccordés à des réseaux d'égout, se sont mis à rejeter leurs eaux usées dans le lac et lorsque les détergents à forte teneur en phosphore ont fait leur apparition sur le marché.

Les préoccupations soulevées par les propriétés moussantes persistantes des détergents, l'altération manifeste de la qualité de l'eau et l'état général de l'environnement ont conduit des scientifiques du gouvernement fédéral à entreprendre des études du lac Érié. Fait surprenant, très peu de travaux de recherches avaient été consacrés au lac antérieurement. Des études menées à la fin des années 1920 et au début des années 1950 et 1960 par des agences américaines et des universités canadiennes ont fait ressortir des tendances troublantes concernant la pollution de l'eau et la disparition de poissons. En 1970, une étude binationale a confirmé que les concentrations d'éléments nutritifs avaient augmenté et que des algues indésirables commençaient à proliférer. Des algues filamenteuses (*Cladophora*) s'accumulaient sur les rives en grandes quantités. Les masses formées par les algues calaient au fond de l'eau et s'y décomposaient, épuisant tout l'oxygène des eaux du fond du bassin central et provoquant la régénération du phosphore séquestré dans les sédiments. On craignait que la régénération du phosphore conduise à un état d'auto-fertilisation (Burns 1976).

Des expériences de modélisation visant à établir une charge limite acceptable de phosphore ont produit des résultats étonnants. Ces expériences ont révélé qu'il fallait réduire les charges annuelles de phosphore de 28 000 tonnes à environ 11 000 tonnes pour réduire de manière appréciable les populations d'algues et rétablir durant toute l'année des conditions aérobies dans l'hypolimnion du bassin central. Les gouvernements étaient extrêmement préoccupés par le fait qu'un système aussi vaste que les Grands Lacs puisse être affecté à ce point par des apports anthropiques d'éléments nutritifs. Finalement, l'Accord Canado-américain sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs a été signé en 1972. La recommandation de réduire la charge annuelle de phosphore à 11 000 tonnes figure dans cet accord.

La réduction de la charge de phosphore a été rendue possible par les quatre stratégies suivantes: 1) élimination rapide du phosphore dans les détergents à lessive (environ 25% du phosphore dans les eaux usées); 2) construction d'installations municipales de traitement des eaux usées (IMTEU) là où il n'y en avait pas et modernisation des installations de traitement primaire pour le traitement secondaire; 3) recours à des procédés de précipitation du phosphore par ajout d'alun, de chlorure ferrique ou d'autres agents en vue de permettre à toutes les IMTEU traitant plus de 3,8 millions de litres par jour (ou un million de gallons U.S.) de réduire la teneur en phosphore de leurs effluents à 1 mg de phosphore/L ou moins; 4) modification des pratiques agricoles en vue de réduire le ruissellement et l'érosion et de corriger ainsi les problèmes posés par les sources diffuses de phosphore associées aux eaux de ruissellement urbaines et agricoles. Bien qu'aucune estimation précise du coût de ces changements ne soit disponible, on évalue à environ 15 milliards de dollars U.S. le montant affecté à la construction d'infrastructures et à la réalisation de divers projets d'amélioration.

Les progrès enregistrés illustrent de façon éloquent comment une action concertée peut contribuer à renverser les effets d'une détérioration environnementale. La charge de phosphore total dans le lac Érié avait diminué de plus de 50% au milieu des années 1980, et elle oscille aujourd'hui autour du seuil annuel recommandé de 11 000 tonnes (figure 4.3). Une bonne part de la charge nocive de phosphore provenant de villes qui rejettent leurs eaux usées dans le bassin ouest du lac. C'est dans ce bassin que les progrès les plus importants ont été enregistrés, la concentration de phosphore dans l'eau y passant de 40 µg/L à environ 20 µg/L. La réduction de la charge dans les eaux extracôtières du bassin central a été plus modeste parce que ce bassin est plus grand et présentait des charges d'éléments nutritifs relativement plus faibles, la majorité des rejets contrôlables d'eaux usées municipales étant effectués dans le bassin ouest.

À peu près au moment où les objectifs de réduction de la charge de phosphore étaient atteints, la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) a envahi le lac. Animaux filtreurs d'une efficacité prodigieuse, les moules extraient des quantités énormes de plancton de la colonne d'eau et rejettent leurs déchets dans les sédiments, réduisant ainsi la concentration de phosphore dans l'eau et améliorant la qualité de l'eau. Comme la moule zébrée et la réduction des charges d'éléments nutritifs ont un impact similaire sur la qualité de l'eau et comme les lacs mettent un certain temps à atteindre leur point d'équilibre, il est important de distinguer les effets d'une réduction des charges de ceux induits par les moules. Une comparaison de la qualité de l'eau au cours de la période de réduction des charges a révélé que les concentrations de phosphore avaient diminué d'environ 20% dans les bassins est et central entre 1968 et 1988 (tableau 4.1). Durant cette même période, l'abondance du phytoplancton (révélée par la concentration de chlorophylle *a*) a diminué de 50%, tandis que la transparence de l'eau s'est accrue de 50% (mesurée par la transparence au disque de Secchi). Toutefois, les concentrations de nitrate ont augmenté de plus de 300% au cours de la même période par suite de la réduction de l'abondance des algues intervenant dans l'assimilation du nitrate et du rejet continu d'eaux usées chargées d'azote et d'engrais à usage agricole. En comparaison, les changements induits subséquentement par la moule zébrée se sont révélés plus modestes, sauf dans le cas du phosphore (tableau 4.1). Bien que les concentrations de phosphore aient atteint leur plus bas niveau en 1995, elles semblent depuis quelques années (1996-1999) en voie de se rétablir aux concentrations enregistrées avant l'invasion de la moule zébrée. Les données concernant le bassin ouest sont plus fragmentaires. On sait toutefois que la remise en suspension des sédiments a provoqué d'importantes fluctuations des

Le lac Érié conclus

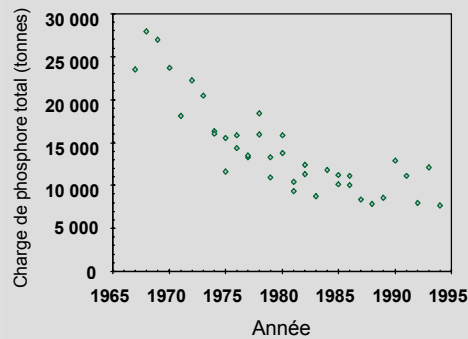


Figure 4.3. Variation de la charge de phosphore dans le lac Érié de 1967 à 1994 (sources des données: Fraser 1987; Lesht et al. 1991; D.M. Dolan, Commission mixte internationale, comm. pers.).

concentrations et que les concentrations de chlorophylle avaient chuté de 76% en 1988, et d'encre 34% en 1994-1995-1996. On ignore donc pour l'instant quels effets la moule zébrée aura à long terme, et même si ces effets seront stables (Charlton et al. 1999). La moule zébrée a cependant causé une nette amélioration de la transparence de l'eau (116%) dans les eaux littorales, en particulier dans le bassin ouest du lac.

Bien que les mesures destinées à réduire les charges d'éléments nutritifs aient permis d'abaisser de manière significative l'abondance du phytoplancton, les algues filamenteuses (*Cladophora*) continuent de causer des problèmes, quoiqu'à une échelle moindre. La concentration de phosphore dans les eaux usées traitées est 100 fois supérieure à la concentration visée pour l'eau du lac. Dans les zones de mélange situées près des points de rejet des eaux usées et des zones littorales recevant les eaux des cours d'eau affluents, les concentrations de phosphore sont suffisamment élevées pour causer des proliférations gênantes de *Cladophora*. En réalité, les concentrations de phosphore dans la plupart des tributaires de l'Ontario excèdent la norme provinciale de 0,030 mg/L. En conséquence, même si les eaux extracôtières sont de bonne qualité, il y a encore place à l'amélioration dans certains secteurs. Avec la progression de l'invasion de la moule zébrée, il semble que les déchets excrétés par le mollusque constituent une source d'éléments nutritifs pour les algues épiphytes *Cladophora*.

Tableau 4.1. Variation (en pourcentage) des concentrations de phosphore (P), de nitrate (N), de chlorophylle a (Chla) et de l'indice de transparence au disque de Secchi (Secchi) dans les bassins est et central du lac Érié durant la période de réduction de la charge de phosphore (1968 à 1988) et la période suivant l'invasion de la moule zébrée (1988 à 1994/95/96).

| Bassin | 1968 à 1988 | | | | 1988 à 1994/95/96 | | | |
|---------|-------------|------|------|--------|-------------------|-----|------|--------|
| | P | N | Chla | Secchi | P | N | Chla | Secchi |
| Est | -19 | +325 | -43 | +48 | -33 | +53 | -25* | +8* |
| Central | -23 | +340 | -54 | +59 | -23 | +5* | -17 | -5* |

* Changement non statistiquement significatif

L'impact des mesures de réduction des concentrations d'éléments nutritifs sur le redressement des concentrations d'oxygène dans l'hypolimnion du bassin central a été plus équivoque. À partir de 1993 et jusqu'en 1997, les concentrations d'oxygène dans l'hypolimnion sont demeurées largement supérieures à la normale, et le problème causé par la raréfaction de l'oxygène dans les eaux profondes semblait en voie d'être résolu (Charlton 1994). Toutefois, à la fin d'août 1998, les concentrations d'oxygène étaient de nouveau inférieures à 1 mg/L dans la majeure partie du bassin central. Les scientifiques continuent d'étudier et de surveiller la situation.

Malgré leur efficacité mitigée dans le cas de l'oxygène, les mesures de réduction des charges d'éléments nutritifs prises dans le cadre de l'Accord Canado-américain sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs ont dans l'ensemble donné de bons résultats. Il est probable que le lac n'a jamais atteint pleinement son point d'équilibre pendant la brève période durant laquelle les charges d'éléments nutritifs ont atteint leur valeur maximale, si bien que les effets négatifs ont été évités et renversés par la réduction substantielle des charges de phosphore. L'adoption de meilleures pratiques d'utilisation des terres devrait permettre de réduire encore davantage les charges à près de la moitié de la charge totale de phosphore provenant de sources diffuses. L'élimination des eaux usées constitue un problème de gestion perpétuel. Il est essentiel de consolider les gains réalisés à ce jour pour préserver l'intégrité du lac. L'élimination du phosphore aux installations d'épuration alourdit les coûts d'exploitation, et la croissance démographique se poursuit. D'où l'importance de continuer de surveiller de près les fluctuations des charges et le rendement des installations de traitement des eaux usées.

Murray Charlton
Environnement Canada

éléments nutritifs, et leurs eaux chargées d'algues conservent une teinte verte durant la majeure partie de la saison de croissance (voir l'étude de cas consacrée aux lacs Qu'Appelle). Lorsque les concentrations d'éléments nutritifs sont très élevées (généralement inférieures à 100 µg/L de phosphore total), la croissance des algues ne dépend plus de la concentration de phosphore, mais plutôt d'autres facteurs tels que l'azote, les oligoéléments (p. ex. fer) ou la lumière, à cause de l'ombrage que se créent mutuellement les algues du fait de leur densité élevée. Les lacs qui présentent des concentrations d'éléments nutritifs extrêmement élevées et des proliférations d'algues si considérables qu'elles confèrent à l'eau une consistance de soupe aux pois sont qualifiés d'hypereutrophes.

Les proliférations d'algues ont de nombreux effets néfastes. Au début, les effets les plus perceptibles sont l'augmentation de la turbidité de l'eau, la réduction de l'aspect esthétique du plan d'eau touché et même la réduction des activités de loisirs, la visibilité étant souvent réduite au point de gêner les nageurs. À mesure que l'enrichissement s'intensifie, des proliférations erratiques et parfois graves de différents types d'algues (p. ex. *Chrysophyta*, *Haptophyta*, *Dinophyta*) peuvent non seulement compromettre la qualité de l'eau et menacer la chaîne alimentaire aquatique, mais aussi causer une mortalité massive parmi les populations de poissons (p. ex. Adachi 1965; Kamiya et al. 1979; Hansen et al. 1994; Hallegraeff et al. 1995; Leeper et Porter 1995), en particulier, semble-t-il, dans les systèmes acidifiés (Mills et al. 1995). Les systèmes très eutrophes sont en général dominés par les algues bleues, qui forment des masses denses, nauséabondes et inconfortables, souvent à la surface de l'eau, bon nombre de ces algues étant moins denses que l'eau. Ces algues peuvent même former des proliférations massives sous la glace, car elles captent très efficacement la lumière. De nombreuses espèces d'algues bleues produisent des toxines puissantes et peuvent de ce fait provoquer l'intoxication du zooplancton, des poissons, des oiseaux aquatiques, des animaux terrestres, du bétail et même des humains (Carmichael 1992; Kotak et al. 1993a, 1994). Paradoxalement, certaines algues bleues donnent parfois l'impression d'accroître la transparence de l'eau, car leurs cellules, rassemblées en colonies macroscopiques, permettent à la lumière de pénétrer plus facilement la colonne d'eau que si chacune d'entre elles menait une existence isolée (Vollenweider 1976). Plus fréquemment, cependant, les proliférations d'algues bleues à la surface de l'eau empêchent la lumière d'atteindre les autres algues ou les plantes aquatiques. Les algues bleues peuvent avoir d'autres effets néfastes pour les chaînes alimentaires aquatiques en raison de leur forte taille, qui empêche la plupart des brouteurs de les ingérer. Cette caractéristique leur permet d'échapper aux prédateurs et favorise leur croissance et leur dominance, les pressions des brouteurs s'exerçant plutôt sur les espèces d'algues plus petites et moins nocives (Watson et McCauley 1988).

Lorsqu'elles sont présentes à une forte densité, les algues font grimper les coûts de filtration de l'eau potable et confèrent à l'eau un mauvais goût et une odeur désagréable. Le déclin et la sénescence des proliférations d'algues peuvent faire chuter les concentrations d'oxygène et générer des concentrations toxiques d'ammonium, restreignant de ce fait le volume d'eau habitable par les poissons. Sur les rivages présentant de nombreux supports rocheux et des concentrations de phosphore suffisamment élevées, diverses espèces d'algues filamenteuses épiphytes (p. ex. *Cladophora* sp.) peuvent former de longs filaments denses qui envahissent l'espace normalement occupé par les autres espèces et procurent l'environnement et les éléments nutritifs permettant la croissance de tapis malodorants d'algues et de bactéries. Ces filaments se brisent durant les orages à la fin de l'été et sont repoussés sur les rives par le vent où ils forment des amoncellements qui peuvent atteindre plus d'un mètre d'épaisseur et s'étendre sur une distance appréciable à partir du rivage. En

plus d'empêcher complètement la natation et tout autre forme de loisir, ces amoncellements, en se décomposant, émettent des odeurs fort désagréables et produisent des concentrations d'ammoniac nocives qui compromettent la sécurité et réduisent la valeur des propriétés avoisinantes.

Les algues (de même que certaines bactéries comme les actinomycètes) peuvent causer de graves problèmes d'odeur et de goût dans les approvisionnements en eau potable. Un grand nombre d'algues bleues et d'actinomycètes produisent de la géosmine (*trans,trans*-1,10-diméthyl-9-décalol) et du MIB (2-méthylisobornéol), deux composés qui confèrent un goût et une odeur de vase ou de terre à l'eau potable (Jensen et al. 1994; Jüttner 1995). Ces deux puissants composés organiques volatils (COV) résistent aux procédés de traitement classiques de l'eau, et leur élimination entraîne des investissements additionnels de plusieurs millions de dollars annuellement. Ces composés ont souvent été associés à la prolifération d'algues nuisibles dans les lacs très eutrophes (Brownlee et al. 1984; Kenefick et al. 1992; Watson et al. 1999), mais plus récemment, ils ont causé des problèmes dans des systèmes dont les concentrations d'éléments nutritifs avaient été réduites. Des concentrations élevées de ces composés ont été détectées dans le lac Érié, la rivière Niagara, l'est du lac Ontario et le cours supérieur du Saint-Laurent (Lange et Wittmeyer 1997; Ridal et al. 1999; Watson et al. 2000). La nuisance causée par les mauvaises odeurs s'est aggravée dans les Grands Lacs et le réseau du Saint-Laurent depuis l'apparition de la moule zébrée, et nombre d'intervenants imputent la détérioration de la situation au mollusque qui, en contribuant à accroître la transparence de l'eau et/ou en favorisant la libération d'éléments nutritifs en rejetant ses matières fécales, aurait favorisé la prolifération des algues benthiques (Lange et Wittmeyer 1997; Vogel et al. 1997). Les algues bleues ne sont toutefois pas les seules algues capables d'engendrer des problèmes d'odeur et de goût. Des problèmes graves mais intermittents peuvent se produire même dans les lacs et réservoirs pauvres en éléments nutritifs. Ces problèmes résultent souvent de la production d'acides gras dégageant une odeur de poisson par les chrysophytes (Nicholls 1995; Watson et al. 1999). Les réactions des consommateurs à l'égard d'une eau potable sentant la vase, la terre ou le poisson ont remis en question la salubrité de l'approvisionnement en eau potable et conduit à la mise en place de divers traitements plus ou moins efficaces destinés à atténuer le problème (Kim et al. 1997; Chow et al. 1998; Satchwill et al. 2000). Il convient toutefois de noter que ces composés ne sont pas toxiques pour la plupart des organismes, bien que la géosmine, à concentrations excessives, puisse affecter les stades juvéniles de certains organismes comme la truite et les oursins, et les dérivés d'acides gras peuvent être toxiques pour les microbrouleurs (Nakajima et al. 1996; Gagné et al. 1999; Jüttner 1999).

Les algues produisent la matière organique qui forme la base de la chaîne alimentaire, mais elles peuvent également avoir des effets écologiques indésirables lorsque leurs populations s'élèvent de façon excessive. Dans les lacs pauvres en éléments nutritifs produisant peu de matière organique, la fertilisation artificielle peut aider à accroître les concentrations d'éléments nutritifs et la croissance des plantes. Par exemple, l'ajout d'azote et de phosphore dans des lacs oligotrophes de la Colombie-Britannique a permis d'accroître l'abondance des algues et du zooplancton et, de ce fait, la taille des saumons juvéniles et reproducteurs (voir la section 3.4). Toutefois, dans les lacs eutrophes, les populations de zooplancton sont assujetties à des cycles d'abondance et d'effondrement, et la diversité et la production peuvent être limitées par les proliférations d'algues bleues. Des poissons « communs », comme la carpe, peuvent devenir les espèces dominantes, tandis que la reproduction et la survie d'espèces de plus grande valeur, comme la truite ou l'achigan, peuvent être compromises par la présence de quantités considérables de débris organiques et les épisodes de désoxygénation provoqués périodiquement par la décomposition des masses d'algues. L'eutrophisation s'accompagne

Les lacs Qu'Appelle, en Saskatchewan: effets des activités humaines sur les lacs naturellement eutrophes

Les lacs du sud de l'Alberta, de la Saskatchewan et du Manitoba, région englobant les écozones des Plaines boréales et des Prairies, sont situés dans de vastes bassins hydrologiques fertiles soumis à l'exploitation agricole qui fournissent des concentrations élevées d'éléments nutritifs. L'eutrophisation représente généralement la principale cause d'altération de la qualité de l'eau (Gouvernement du Canada 1996; Hall et al. 1999). La qualité de l'eau dans les lacs des prairies est déterminée par les interactions entre le climat, l'utilisation des ressources et les facteurs urbains. Les lacs de la vallée de la Qu'Appelle, dans le centre-sud de la Saskatchewan, illustrent bien les effets combinés de l'exploitation agricole, du développement urbain et du climat sur la qualité de l'eau.

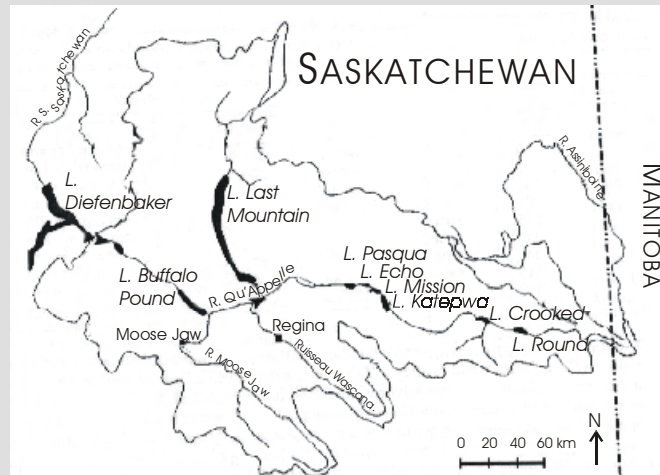


Figure 4.4. Bassin hydrographique et lacs de la vallée de la Qu'Appelle. Adapté de Hall et al. 1999.

La vallée de la Qu'Appelle s'étend sur plus de 400 km, depuis la naissance de la rivière près du lac Diefenbaker, dans l'ouest de la Saskatchewan, jusqu'à sa jonction avec la rivière Assiniboine, dans l'ouest du Manitoba (figure 4.4). Son bassin de quelque 52 000 km² est drainé par la rivière Qu'Appelle, dont le ou les tributaires alimentent en eau près du tiers de la population de la Saskatchewan, y compris les villes de Regina et de Moose Jaw. Plus de 95% des terres du bassin hydrographique sont cultivées ou utilisées comme aires de pâturage (Hall et al. 1999). Une chaîne de huit lacs, soit deux réservoirs de tête (lacs Diefenbaker et Buffalo Pound), un groupe central formé des quatre « Fishing Lakes » (lacs Pasqua, Echo, Mission et Katepwa) et deux bassins situés plus à l'est (lacs Crooked et Round), détermine un gradient de statut trophique dans la vallée, les concentrations d'éléments nutritifs augmentant d'ouest en est le long de la chaîne. Un neuvième lac, le lac Last Mountain, communique avec la rivière Qu'Appelle par le ruisseau Last Mountain. Ces lacs constituent une importante source de loisirs et de ressources de grande valeur économique pour la population du sud de la Saskatchewan, étant utilisés tant pour la pêche commerciale (corégone, cisco et buffalo à grande bouche) et sportive (grand brochet, doré, perchaude) que pour les loisirs, l'irrigation, l'abreuvement du bétail, l'approvisionnement en eau potable et le rejet d'eaux usées, de même que pour la prévention des inondations et la protection des habitats des oiseaux aquatiques (Munroe 1986; Chambers 1989).

Les lacs de la vallée de la Qu'Appelle se trouvent sur des dépôts d'épandage fluvio-glaciaires (Hall et al. 1999). Comme la plupart des lacs de la région, ils sont peu profonds (profondeur moyenne de 3,0-14,3 m), hypereutrophes (concentrations de phosphore total >300 µg/L) et fortement encombrés durant tout l'été par des proliférations massives d'algues bleues (Munroe 1986; Kenney 1990; Hall et al. 1999). La qualité de l'eau est déterminée dans une faible mesure par les fluctuations annuelles des précipitations et la vitesse d'évaporation durant les mois secs et chauds de l'été. Selon l'importance des précipitations au cours d'une année donnée, leur salinité varie de faible (0,5 à 1,0 g de solides totaux dissous [STD]/L) à moyenne (1,0 à 5,0 g de STD/L). Les eaux des lacs Diefenbaker et Buffalo sont les plus douces (< 0,5 g de STD/L), tandis que celles du Last Mountain sont les plus salées (souvent plus de 1,5 g de STD/L) (Chambers 1989; Hall et al. 1999).

Les lacs Qu'Appelle conclus

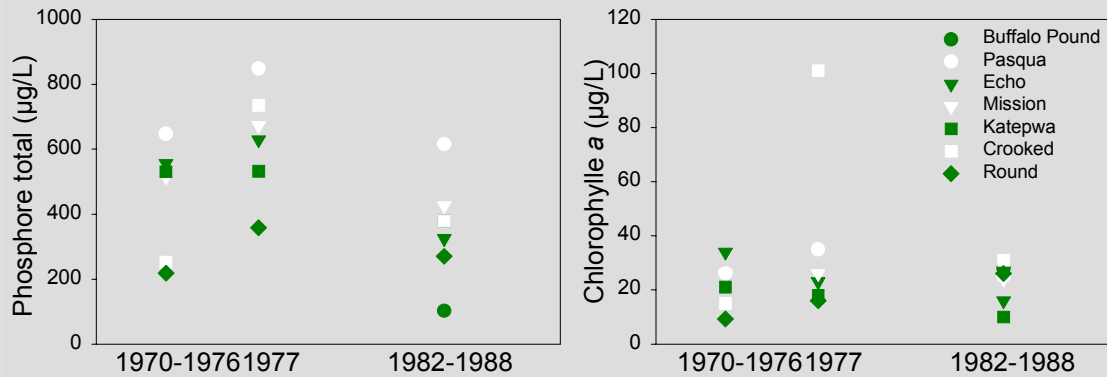


Figure 4.5. Concentrations moyennes de phosphore total et de chlorophylle a dans les lacs de la vallée de la Qu'Appelle avant et après la modernisation des installations de traitement des eaux usées de Regina en 1978 (source des données: Chambers 1989).

Bien que les lacs soient naturellement eutrophes, la qualité de l'eau s'est nettement détériorée depuis que la région est habitée en permanence et fait l'objet d'une exploitation agricole intensive (Allan et al. 1980; Hall et al. 1999). Devant les préoccupations croissantes soulevées par la détérioration de la qualité de l'eau des lacs de la vallée de la Qu'Appelle au cours des 30 dernières années, plusieurs études fédérales-provinciales ont été entreprises. Ces études ont révélé que les proliférations d'algues et de plantes aquatiques étaient imputables aux fortes concentrations d'éléments nutritifs dans les eaux de ruissellement provenant des terres agricoles et dans les eaux usées municipales. Selon des estimations effectuées à l'époque (1972), 70% du phosphore et de l'azote pénétrant dans le bassin de la Qu'Appelle provenaient des effluents rejetés par les installations de traitement des eaux usées de Regina et de Moose Jaw (Munroe 1986). En 1975, le gouvernement fédéral et la Saskatchewan ont signé un accord en vue de protéger et de restaurer l'environnement de la vallée de la Qu'Appelle, de préserver les ressources et le patrimoine culturel et de promouvoir la croissance économique de la région en misant sur son potentiel touristique et récréatif (Chambers 1989). La ville de Regina a modernisé ses installations de traitement des eaux usées pour le traitement tertiaire en 1976, tandis que Moose Jaw a redirigé toutes ses eaux usées vers les terres agricoles en 1987 en adoptant un procédé de vaporisation de ses déchets liquides (Chambers 1989).

Le traitement tertiaire des eaux usées n'a pas amélioré de manière significative la qualité de l'eau des lacs de la vallée. Une comparaison des données recueillies avant et après les améliorations apportées à la station d'épuration des eaux usées de Regina indique que les concentrations de phosphore total ont diminué dans les zones d'eau libre, mais que celles de chlorophylle a sont demeurées stables (figure 4.5; Chambers 1989). De la même façon, des études paléolimnologiques des facteurs environnementaux responsables des changements à long terme de la qualité de l'eau observés dans les lacs de la vallée de la Qu'Appelle ont montré que la production algale était plus élevée avant la modernisation des installations de traitement de Regina pour le traitement tertiaire (environ 1925 à 1960) et que la composition des communautés d'algues est devenue plus variable après cette transformation (environ 1977 à 1990) (Dixit et al. 2000). Pour leur part, Hall et al. (1999) n'ont noté aucune amélioration perceptible de la qualité de l'eau après le traitement des eaux usées, même si la charge de phosphore a diminué de 300%.

Les charges d'azote dans les lacs n'ont jamais été aussi élevées (Hall et al. 1999). Les résultats d'essais biologiques d'enrichissement en éléments nutritifs (Graham 1997), les conclusions d'une analyse des ratios azote total/phosphore total (Munroe 1986) et la présence d'algues bleues fixatrices d'azote (Graham 1997) donnent à croire que la production primaire dans la vallée de la Qu'Appelle est déterminée par l'apport d'azote, et non simplement par le phosphore. Selon Hall et al. (1999), les futures stratégies de gestion devront tenir compte du fait que la qualité de l'eau dans les lacs d'amont est affectée par les activités humaines, tandis que celle des lacs d'aval est davantage liée à l'exploitation des ressources (superficie des terres cultivables et biomasse du bétail).

Martha Guy
Environnement Canada

donc habituellement d'une simplification de la chaîne alimentaire aquatique. En outre, la surabondance de matière organique résultant de la prolifération des algues peut étouffer le fond des lacs et ainsi réduire la biodiversité des organismes benthiques. La matière organique peut également s'accumuler entre les pierres et, en se décomposant, consommer suffisamment d'oxygène pour compromettre la survie des œufs des poissons. Dans les sédiments, l'accumulation de matière organique peut favoriser la prolifération excessive des plantes aquatiques enracinées. Les éléments nutritifs contenus dans les sédiments sont absorbés par les plantes, puis libérés dans la colonne d'eau par excrétion par les feuilles ou les tiges ou lors de la décomposition des plantes.

L'abondance des plantes aquatiques varie également en fonction de la concentration d'oxygène dans les lacs. Le jour, les plantes aquatiques sont actives photosynthétiquement et produisent de l'oxygène. La nuit, elles consomment cet oxygène, alors que la photosynthèse s'arrête et que seule la respiration se poursuit. Lorsqu'elles sont très abondantes, les plantes aquatiques peuvent faire augmenter les concentrations d'oxygène bien au-delà du point de saturation, provoquant l'apparition de bulles d'oxygène dans l'eau. À l'opposé, la nuit, la consommation d'oxygène par les plantes peut faire chuter les concentrations bien en-deçà de la concentration de saturation (concentration maximale d'oxygène à une température et pression barométrique données), stressant du même coup les poissons et les invertébrés (Vollenweider 1976). La perception généralement acceptée selon laquelle ce sont les algues qui réduisent les concentrations d'oxygène dans les lacs constitue une vision simplifiée de la réalité. Même s'il est vrai que les concentrations d'oxygène peuvent être élevées durant le jour, la réduction des concentrations due à l'assimilation par les plantes peut être compensée en bonne partie par la diffusion de l'oxygène atmosphérique dans le lac si les concentrations chutent en-deçà des valeurs de saturation.

Les algues peuvent aussi provoquer un épuisement de l'oxygène dans l'hypolimnion. Au début de l'été, les eaux de surface des lacs se réchauffent sous l'effet du rayonnement solaire. Bien que ce réchauffement soit perceptible jusqu'à plusieurs mètres de profondeur, la couche d'eau plus profonde demeure froide et, du fait de sa plus grande densité, ne se mélange pas facilement avec la couche superficielle plus chaude. Jusqu'à ce que cette dernière se refroidisse en automne, la couche d'eau profonde (hypolimnion) n'entre jamais en contact avec l'air. Par conséquent, l'oxygène consommé ne peut être remplacé par diffusion à partir de l'air. La vitesse à laquelle l'oxygène se raréfie dépend de la température et de l'épaisseur de l'hypolimnion, de la respiration des bactéries (dont l'abondance est déterminée par la quantité de matière organique qui se déposent à partir des eaux superficielles plus chaudes) et des autres organismes vivant dans l'hypolimnion et les sédiments (Vollenweider 1976). Dans les lacs fortement pollués par les eaux usées brutes ou traitées, la matière organique provenant des installations de traitement peut être plus que suffisante pour réduire les concentrations d'oxygène. Dans la plupart des lacs, toutefois, les proliférations d'algues fournissent la matière organique qui sert à la croissance des bactéries de l'hypolimnion et qui, en se décomposant, consomme l'oxygène (voir l'étude de cas consacrée au lac Érié).

La consommation d'oxygène dans l'hypolimnion d'un lac peut y entraîner l'épuisement complet des réserves d'oxygène. Lorsqu'une telle situation se produit, la plupart des organismes quittent l'hypolimnion et les sédiments. Ceux qui sont trop lents périssent inévitablement. La présence prolongée de faibles concentrations d'oxygène (5 mg/L) dans l'hypolimnion peut entraîner un changement de la composition des communautés de poissons et le remplacement des espèces d'eau froide nécessitant des concentrations élevées d'oxygène dissous (p. ex. salmonidés et chabots) par

Le lac Heney, au Québec: les effets de l'aquaculture (1993-1998)

En novembre 1998, le gouvernement du Québec ordonnait la fermeture d'une exploitation aquacole établie depuis 1993 sur un tributaire du lac Heney (Québec) (Bird et Mesnage 1996). Pendant les cinq années durant lesquelles l'entreprise a mené à bien ses activités, les charges de phosphore dans le lac ont presque doublé, la transparence de l'eau et les concentrations d'oxygène ont chuté de façon spectaculaire et les concentrations d'algues ont augmenté. Selon le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, l'entreprise, en rejetant ses effluents riches en éléments nutritifs dans un tributaire du lac, représentait un apport annuel de phosphore de 400 kg. La forte teneur en éléments nutritifs des eaux usées de l'entreprise était due à la présence de nourriture excédentaire.

Le lac Heney, situé dans la région de l'Outaouais, au Québec, abrite une population de truites fort prisées des amateurs de pêche sportive. Le lac est profond (profondeur maximale de 30 à 33 m) et s'étend sur une superficie de 12,4 km². Les concentrations de phosphore total dans les eaux de surface ont oscillé entre 10 et 30 µg/L au cours de l'été de 1995. Durant le renversement printanier des eaux, en 1996, les concentrations sont demeurées stables à 21 µg/L dans la colonne d'eau. Le lac Heney, de par sa concentration de phosphore, est considéré comme mésotrophe ou modérément riches en éléments nutritifs.

La hausse des concentrations de phosphore causée par l'exploitation aquacole a entraîné une augmentation de l'abondance des algues planctoniques, des macrophytes et des algues filamenteuses (Bird et Mesnage 1996). En 1996, les algues planctoniques étaient relativement peu abondantes (leur abondance étant exprimée en concentration de chlorophylle *a*), les concentrations variant entre 1 et 3 µg/L, avec un pic de 14 µg/L en août. La courbe de variation des concentrations d'oxygène dissous était typique d'un lac mésotrophe, les concentrations étant plus faibles dans les eaux profondes (hypolimnion). Durant la majeure partie de juillet, les concentrations d'oxygène dans l'hypolimnion sont demeurées inférieures à 6 mg/L. De telles concentrations pouvaient être nocives pour le touladi (Prairie 1994). La diminution des concentrations d'oxygène pourrait également avoir eu des effets à long terme en réduisant la croissance et la fécondité d'espèces sensibles comme le touladi. Enfin, la prolifération des macrophytes aurait également détruit les frayères du touladi.

Pour élaborer un plan d'actions correctives adapté aux conditions du lac Heney, il a été nécessaire de quantifier la contribution relative de l'exploitation aquacole à l'apport total de phosphore à celle des autres sources (p. ex. atmosphère, chalets, terres cultivées dans le bassin, eaux usées de diverses provenances et sédiments du lac). Un échantillonnage réalisé en 1995 et en 1996 a révélé que la quantité de phosphore total entraînée vers le lac par tous les tributaires s'élevait à 762 kg (tableau 4.2). À elle seule, la contribution de l'exploitation s'établissait à 450 kg. La quantité perdue par le lac était de 231 kg. La fraction de la contribution persistant dans le lac (c.-à-d. le coefficient de rétention) s'établissait donc à 0.81. De toute évidence, l'exploitation aquacole était la principale source de phosphore dans le lac et la grande responsable de la détérioration rapide de la qualité de l'eau.

La fermeture de l'exploitation est l'option que le gouvernement du Québec et l'Association pour la protection du lac Heney ont privilégiée pour réduire les concentrations de phosphore et éviter une dégradation additionnelle de la qualité de l'eau du lac.

Tableau 4.2. Calcul du bilan de phosphore total (PT) dans le lac Heney (Québec). Adapté de Bird et Mesnage (1996).

| Composantes contribuant au bilan | | PT (kg) |
|--|---|---------|
| Tributaires (à l'exclusion de l'exploitation aquacole) | | 312 |
| Exploitation aquacole | + | 450 |
| Atmosphère | + | 186 |
| Fosses septiques des chalets | + | 195 |
| TOTAL des contributions externes | = | 1 143 |
| Perte de phosphore du lac | - | 231 |
| Quantité de phosphore persistant dans le lac | = | 912 |

Christian Gagnon
Environnement Canada

des espèces d'eau chaude (p. ex. doré, brochet et achigan à petite bouche), moins exigeantes à cet égard. Parfois, sous l'effet du vent, les couches d'eau peuvent bouillonner et tourner dans le lac. En pareil cas, des incidents de mortalité massive de poissons peuvent se produire dans les eaux de surface si les couches profondes d'eau désoxygénée atteignent des zones normalement recouvertes par les eaux de surface. L'épuisement de l'oxygène, toutefois, est un phénomène naturel qui est exacerbé par la pollution anthropique. En conséquence, l'épuisement de l'oxygène dans l'hypolimnion n'est pas obligatoirement le reflet d'un problème de pollution de l'eau. En réalité, on peut comparer l'ampleur et la durée de l'épuisement à des modèles qui tiennent compte de tous les facteurs afin de déterminer la présence éventuelle d'un apport excessif de matière organique reflétant des sources de pollution (Charlton 1980).

Lorsque les concentrations d'oxygène dans l'hypolimnion sont faibles (hypoxie) ou nulles (anoxie), la réduction chimique des complexes fer-phosphate peut entraîner la libération sous forme de phosphate du phosphore séquestré dans les sédiments. La durée de la régénération du phosphore dépend de la durée de l'état d'anoxie, qui varie à son tour en fonction de la quantité de matière organique qui se dépose dans l'hypolimnion. Ce phénomène de régénération peut cependant conduire à un processus d'auto-fertilisation (ou à une augmentation de la charge interne de phosphore) lorsque le phosphore présent dans les sédiments remonte par diffusion jusqu'aux eaux de surface, augmentant les quantités de phosphore disponibles pour la prolifération des algues. Dans les lacs peu profonds pollués depuis des décennies, la libération du phosphore à partir des sédiments peut se produire même en présence d'oxygène. Cet apport de phosphore ralentit le rétablissement du lac, même lorsque les sources externes sont réduites. Dans la baie de Quinte, dans le lac Ontario, on a noté une nette amélioration de la qualité de l'eau après une réduction de 80% de la charge de phosphore, même si les quantités de phosphore libérées en été à partir des sédiments étaient importantes (Nicholls 1999). L'augmentation du débit des cours d'eau en automne entraîne l'élimination d'une partie du phosphore ainsi régénéré. Ainsi donc, la charge interne de phosphore peut retarder le rétablissement des lacs présentant un bon taux de renouvellement de l'eau, mais elle ne peut l'empêcher.

4.3. Cours d'eau

Jusqu'à tout récemment, la plupart des évaluations des effets de l'ajout d'éléments nutritifs dans les systèmes aquatiques avaient été réalisées dans des lacs ou des réservoirs, et très peu dans des cours d'eau. Le peu d'attention accordée aux effets d'un tel enrichissement chez les organismes des cours d'eau s'explique par le fait qu'on a longtemps considéré les cours d'eau comme de simples voies de transport capables d'assimiler n'importe quelle charge d'éléments nutritifs ou de déchets organiques. Cette hypothèse était peut-être valide avant l'industrialisation rapide et l'explosion démographique qui se sont produites au cours du XX^e siècle et qui ont entraîné une sévère dégradation de nombreux grands cours d'eau (p. ex. la Tamise, en Angleterre; le Rhin, en Europe; l'Elbe, en Tchécoslovaquie/Allemagne; le Cuyahoga, en Ohio, aux É.-U.). Ces cas de pollution excessive et d'autres observations faisant état d'un accroissement de productivité et/ou de réduction de la diversité en aval de sources ponctuelles ou diffuses d'éléments nutritifs ont incité de nombreux chercheurs à s'intéresser de plus près à la dynamique des éléments nutritifs et aux réponses des communautés riveraines à l'augmentation des charges d'éléments nutritifs.

Le cycle des éléments nutritifs dans les cours d'eau comprend l'assimilation et la libération de l'azote et du phosphore par les organismes aquatiques, ainsi que le transport en aval de ces éléments. Dans

la plupart des écosystèmes, le cycle des éléments nutritifs se déroule en bonne partie sur place (p. ex. entre les sédiments et l'eau dans le cas des lacs). Ce cycle est souvent décrit comme un cercle à l'intérieur duquel les éléments nutritifs se déplacent d'un compartiment (ou « bassin ») à l'autre pour finalement revenir dans le compartiment original. Dans les cours d'eau, toutefois, ce processus circulaire est étiré en spirale en considération de la migration des éléments nutritifs en aval. Dès lors, l'assimilation biologique des éléments nutritifs durant les processus circulaires, leur libération au moment de la décomposition des tissus, leur transport en aval et leur assimilation subséquente par les organismes vivant encore plus loin en aval déterminent un flux en hélice (Webster et Patten 1979; Newbold et al. 1981; Paul et Duthie 1988; Mulholland et al. 1990). La distance en aval parcourue par un ion phosphate ou nitrate depuis sa libération dans la colonne d'eau jusqu'à son assimilation et incorporation dans un organisme vivant dépend de l'importance de l'incidence de la disponibilité des éléments nutritifs sur la croissance de la flore microbienne du cours d'eau. Normalement, l'assimilation est rapide et la distance parcourue est faible dans les cours d'eau où la croissance des plantes est limitée par les éléments nutritifs. En revanche, le transport en aval de l'azote et du phosphore s'effectue sans pertes majeures sur de plus grandes distances dans les cours d'eau où l'abondance des plantes est régie par d'autres facteurs.

Les effets des charges d'éléments nutritifs ne dépendent pas uniquement de l'importance de l'apport, mais également du temps durant lequel ces charges persistent dans l'environnement. Les incidents ponctuels, tel l'ajout et la dilution à des concentrations non toxiques d'éléments nutritifs sur une période limitée ou prédéterminée (p. ex., déversement d'eaux usées) ont souvent peu d'effet sur le niveau d'enrichissement des écosystèmes, qui se rétablissent rapidement. Ce type d'incident, toutefois, peut avoir des répercussions très graves lorsque les concentrations sont suffisamment élevées pour être toxiques. En comparaison, les incidents soutenus (p. ex. rejet d'effluents se poursuivant sans interruption pendant des mois ou des années) ne causent habituellement pas d'effets toxiques, mais ils peuvent altérer l'habitat et modifier l'abondance et la composition des communautés végétales et animales du cours d'eau s'ils contribuent à y élever suffisamment les concentrations d'éléments nutritifs.

Alors que de nombreux cours d'eau traversant des zones soumises pendant de nombreuses années à une exploitation agricole intensive ou à un développement important sont devenus eutrophes ou même très pollués, d'autres, exposés à un apport modéré en éléments nutritifs (charge de polluants insuffisante pour provoquer une désoxygénation) par les eaux usées et les déchets agricoles qui y sont rejetés, montrent une productivité biologique accrue (voir l'étude de cas consacrée aux rivières du nord de l'Alberta). Des courbes dose-réponse établissant un lien entre les concentrations d'éléments nutritifs et la croissance des algues benthiques (périphyton) ont été proposées. Ces courbes montrent que la saturation de la croissance du périphyton survient à des concentrations très faibles, de l'ordre de seulement 1 à 5 µg/L de phosphore réactif soluble (Bothwell 1985; Bothwell et al. 1989; Chambers 1996) et de 10 à 15 µg/L d'azote (Bothwell 1992). D'autres études ont également révélé que dans les grands cours d'eau, où les producteurs primaires dominants sont des organismes phytoplanctoniques, l'ajout d'éléments nutritifs stimule la croissance. Par exemple, des études menées dans le sud de l'Ontario et l'ouest du Québec ont confirmé l'existence d'une corrélation positive entre la biomasse du phytoplancton (exprimée par la concentration de chlorophylle *a*) et la concentration de phosphore total dans l'eau (Basu et Pick 1996). Un faible apport en éléments nutritifs peut donc stimuler de façon significative la croissance des plantes.

Les rivières du nord de l'Alberta: les effets des effluents des fabriques de pâtes et des eaux usées urbaines

Par suite de la croissance au cours des 20 dernières années de l'industrie forestière dans la zone forestière boréale de l'Ouest canadien, les préoccupations suscitées par les effets des effluents des fabriques de pâtes sur le cycle des éléments nutritifs dans les cours d'eau et le risque d'eutrophisation ont pris une dimension nouvelle. Dans l'Ouest canadien, de nombreuses fabriques de pâtes ont été conçues ou modernisées récemment en vue d'atténuer les problèmes causés par les effets toxiques aigus des contaminants organiques ou l'épuisement des concentrations d'oxygène dissous. Paradoxalement, les répercussions éventuelles des charges d'éléments nutritifs n'ont pas retenu l'attention des responsables de la gestion des effluents des fabriques de pâtes.

L'étude des bassins hydrographiques du Nord (NRBS) s'est poursuivie de 1992 à 1996. Cet important projet visait à recueillir des données scientifiques additionnelles sur l'état des rivières Athabasca, Wapiti, Smoky et de la Paix, dans le nord de l'Alberta, et sur les effets du développement sur ces écosystèmes aquatiques (figure 4.6). L'objectif ultime de l'étude était d'obtenir les données requises pour rationaliser la gestion des ressources naturelles des bassins. Dans une des huit principales NRBS thèmes, les chercheurs se sont appliqués à évaluer les effets des effluents des fabriques de pâtes et des eaux usées municipales sur la situation trophique et le potentiel d'eutrophisation des rivières du Nord. Les rivières Athabasca, Wapiti, Smoky et de la Paix prennent toutes naissance dans les montagnes. En considération de leur taille, les bassins de ces rivières abritent une population clairsemée et sont en bonne partie couverts de forêts, quoique les terres agricoles forment 17% de la superficie du bassin hydrographique des rivières Wapiti et Smoky. Les eaux des rivières Athabasca, Wapiti, Smoky et de la Paix sont naturellement pauvres en éléments nutritifs, les concentrations médianes annuelles de phosphore total et d'azote total près de leur cours supérieur étant respectivement inférieures à 5 µg/L et à 300 µg/L.

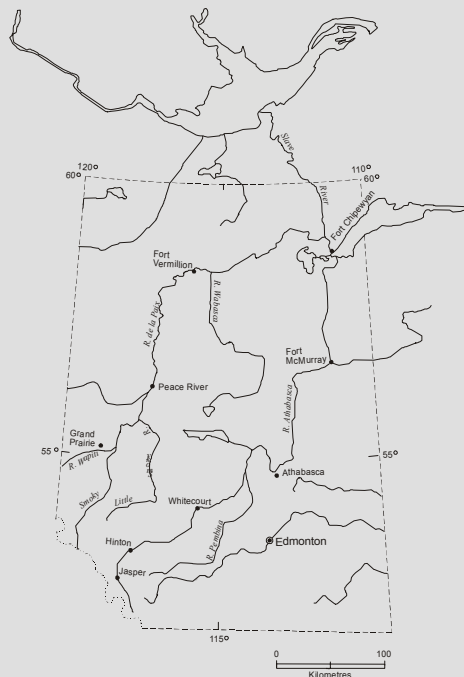


Figure 4.6. Rivières Athabasca, Wapiti, Smoky et de la Paix, dans le nord de l'Alberta.

Les divers projets de recherche et de surveillance entrepris dans le cadre de cette étude visaient à quantifier les contributions en éléments nutritifs de toutes les sources ponctuelles et diffuses, à déterminer les effets des charges d'éléments nutritifs sur la chimie des rivières, à étudier *in situ* les réactions des organismes de ces rivières aux apports d'éléments nutritifs provenant des fabriques de pâtes et des effluents des installations municipales de traitement des eaux usées de même que celles des organismes benthiques aux changements de concentrations des éléments nutritifs, et à examiner les répercussions sur les chaînes alimentaires des interactions entre les éléments nutritifs et les contaminants dans les effluents des fabriques de pâtes (Chambers 1996; Chambers et al. 2000). Ces études ont révélé que les concentrations d'azote et de phosphore étaient

Les rivières du nord de l'Alberta conclus

élevées dans l'Athabasca, en aval des villes de Jasper, Hinton, Whitecourt et Fort McMurray, et dans la Wapiti, en aval de Grande Prairie, au cours de l'automne, de l'hiver et du printemps. Des concentrations de phosphore total et d'azote total supérieures aux normes provinciales de 0,05 mg/L de phosphore total et de 1,0 mg/L d'azote total établies pour la qualité des eaux de surface ont été décelées dans respectivement 20% et 2% des échantillons d'eau prélevés dans l'Athabasca entre 1980 et 1993. La plupart de ces valeurs élevées ont été enregistrées au cours de l'été et résultaient vraisemblablement de la présence de fortes concentrations de matières particulaires dans l'eau associées avec le haut rejets de la rivière. Dans la Wapiti, 74% et 19% des échantillons prélevés près de l'embouchure de la rivière entre 1991 et 1993 présentaient des concentrations de phosphore total et d'azote total supérieures aux normes provinciales de qualité de l'eau établies pour les eaux de surface. En comparaison, seulement 12% et 0% des échantillons prélevés en amont de Grande Prairie présentaient des concentrations de phosphore total et d'azote total supérieures à ces mêmes normes. Ces résultats donnaient à croire que les apports d'éléments nutritifs provenant de la ville de Grande Prairie et de la fabrique de pâtes de la Weyerhaeuser of Canada Ltd. étaient en partie responsables du dépassement des normes.

Annuellement, le rejet continu des effluents industriels et municipaux contribuait à hauteur de 4 à 10% à la charge d'azote total et de 6 à 16% à la charge de phosphore total dans l'Athabasca, cette contribution s'élevant en hiver. Dans la Wapiti, ces pourcentages s'établissaient à respectivement 20% et 22%. Dans le bras principal de la rivière de la Paix, aucun effet dû aux éléments nutritifs n'a été décelé.

La hausse des concentrations d'éléments nutritifs dans les rivières Athabasca et Wapiti a provoqué une augmentation de la biomasse du périphyton et de la densité des invertébrés benthiques et, dans le tronçon de l'Athabasca situé en aval de Hinton, une augmentation de la longueur et du poids corporel chez un petit poisson insectivore, le chabot à tête plate (*Cottus ricei*). L'augmentation de la biomasse du périphyton et de la densité des invertébrés benthiques en aval du point de rejet de effluents et l'absence de disparition d'espèces au sein de la communauté des invertébrés benthiques témoignaient d'un enrichissement en éléments nutritifs, et non pas d'effets toxiques. Des études menées dans des cours d'eau artificiels ont montré que l'ajout d'éléments nutritifs ou d'une solution d'effluent diluée à 1% provoquait une augmentation de la biomasse du périphyton et de la croissance de nombreuses espèces d'éphémères, de perles et de phryganes. Aucune différence significative n'a été notée entre les deux traitements. Ces résultats ont confirmé que la réponse au niveau actuel des charges dans les effluents était bel et bien une réponse à l'enrichissement en éléments nutritifs. Aucun signe d'effets néfastes pour l'écosystème n'a été observé (Podemski et Culp 1996). Même si aucune évaluation approfondie des effets sur les frayères et les aires d'alevinage n'a été réalisée dans les rivières du Nord, il ne semble pas que les populations de poissons soient actuellement incommodées par la réduction des concentrations d'oxygène dissous induite par l'ajout d'éléments nutritifs.

Ces résultats incriminant les fabriques de pâtes dans l'eutrophisation des rivières Athabasca et Wapiti-Smoky ont incité plusieurs intervenants parmi la population à recommander aux ministres fédéral et provincial de l'Environnement d'éliminer ou de réduire de manière substantielle les rejets d'éléments nutritifs dans les rivières du Nord, de restreindre les charges d'éléments nutritifs dans certains tronçons des rivières Athabasca et Wapiti-Smoky et d'obliger les fabriques de pâtes à réduire au maximum les concentrations de phosphore dans leurs effluents (Northern River Basins Study Board 1996). Au cours des années qui ont suivi la présentation de ces recommandations, le ministère de l'Environnement de l'Alberta s'est employé, en collaboration avec les fabriques de pâtes et les autorités municipales, à réduire les charges d'éléments nutritifs dans la rivière la plus gravement touchée (le réseau Wapiti-Smoky en Alberta). En ce qui concerne les rejets, il a également indiqué qu'il entendait imposer des exigences très rigoureuses pour tous les futurs projets de développement dans le bassin afin de protéger la qualité de l'eau. Pour sa part, le gouvernement fédéral a ordonné à toutes les fabriques de pâtes de mettre en place un programme de surveillance des incidences environnementales prévoyant l'évaluation des éventuels changements de la qualité de l'eau et des communautés d'organismes résultant du rejet de leurs effluents.

Patricia Chambers
Environnement Canada

Le bassin de la Yamaska, au Québec: les effets d'une exploitation agricole intensive

Le bassin de la Yamaska, situé dans le sud-ouest du Québec, s'étend depuis les contreforts des Appalaches, près de la frontière canado-américaine, jusqu'aux basses terres du Saint-Laurent (figure 4.7). Près du quart de l'agriculture du Québec se pratique dans ce bassin, l'élevage de porcs et la culture du maïs constituant les deux principaux secteurs d'activité. Quelque 210 000 hectares de terres sont cultivés (43% de la superficie totale du bassin), la majeure partie de cette superficie étant concentrée dans les basses terres du Saint-Laurent. Les cultures en rangs (principalement le maïs, mais aussi le soja et les légumes) accaparent à elles seules 58% de la superficie cultivée. En 1996, le cheptel vif comptait 311 000 unités animales (une unité animale correspondant à une vache ou à un cheval, ou à cinq porcs pesant entre 20 et 100 kg, ou à 125 poulets), dont 168 000 porcs, et sa densité s'élevait à 1,5 unité animale par hectare cultivé. Les activités agricoles se sont considérablement accrues dans le bassin de la Yamaska au cours des 25 dernières années, si bien que les pressions imposées par l'agriculture aux ressources hydriques sont aujourd'hui parmi les plus fortes dans la province. Le faible débit de la rivière en été (parfois aussi faible que 8 m³/s) ne fait qu'empirer la situation dans la Yamaska et ses tributaires (Primeau et al. 1999).



Figure 4.7. Bassin de la rivière Yamaska (Québec). Adapté de MENV 2000.

Les activités agricoles sont la principale source d'éléments nutritifs dans le bassin. Les engrais minéraux représentent un apport annuel de 13 000 tonnes d'azote et de 3 800 tonnes de phosphore, tandis que le fumier de bétail constitue un apport additionnel de 23 000 tonnes d'azote et 6 700 tonnes de phosphore. En comparaison des autres sources, ces apports sont très importants. De façon globale, les rejets agricoles représentent 68% et 75% des apports en phosphore qui atteignent le Saint-Laurent via la Yamaska (Delisle et al. 1998). Les concentrations d'éléments nutritifs disponibles dépassent largement les exigences des plantes cultivées dans le bassin. Le ministère de l'Environnement du Québec a estimé récemment que les quantités d'engrais organiques et minéraux utilisés dans le bassin de la Yamaska excèdent la demande d'azote et de phosphore des plantes dans des proportions de 144% et de 285%, respectivement. Les surplus d'azote et de phosphore s'élèvent à 80 kg/ha et à 27 kg/ha, respectivement. Ces surplus d'éléments nutritifs aboutissent dans le sol et les eaux de surface.

L'eau de la Yamaska est de piètre qualité selon les normes du Québec. Presque partout dans le bassin, les concentrations de phosphore excèdent la limite provinciale établie pour la prévention de l'eutrophisation (0,03 mg/L de phosphore total). À l'embouchure de la rivière, les concentrations médianes de phosphore total (0,195 mg/L) et d'azote total (2,15 mg/L) sont plus élevées que dans n'importe quel autre tributaire du Saint-Laurent (Primeau 1999). À l'échelle du bassin, les concentrations de phosphore, d'azote et de matières solides en suspension et les valeurs de turbidité sont parmi les plus élevées au Québec, et la rivière est considérée comme parvenue à un stade d'eutrophisation très avancé.

La prolifération des plantes aquatiques enracinées et des algues est la répercussion environnementale la plus évidente de l'enrichissement en éléments nutritifs. Dans la Yamaska, la biomasse du phytoplancton (exprimée en concentration de chlorophylle *a*) varie entre 10 et 50 µg/L et s'accroît en fonction de la distance par rapport aux eaux d'amont. Ces valeurs sont très élevées et témoignent du stade d'eutrophisation avancé de la rivière.

Le bassin de la Yamaska conclus

De vastes tapis flottants de lenticule mineure (*Lemna minor*) et d'importants peuplements de macrophytes sont également observés dans les réservoirs et les zones d'eau dormante. La prolifération des algues et des plantes aquatiques réduit la valeur esthétique de la rivière et restreint son utilisation à des fins récréatives.

En plus de favoriser la prolifération des plantes aquatiques et d'empêcher la population de profiter des avantages de la rivière, l'eutrophisation affecte également les autres organismes aquatiques et, parfois, les animaux terrestres. En entraînant l'épuisement de l'oxygène, la décomposition de la matière organique (macrophytes et algues) a des conséquences néfastes, voire létales, pour les poissons et les invertébrés benthiques. Des incidents de mortalité massive de poissons se sont produits dans la Yamaska au cours des dernières années, mais leur origine exacte (algues toxiques, épuisement de l'oxygène et contaminants industriels) n'a pas été déterminée. Les valeurs de demande biologique en oxygène sont élevées dans la Yamaska, et un lien a été établi entre ces valeurs et les superficies affectées aux cultures en rangs, donnant à croire que l'épuisement de l'oxygène est d'origine agricole. (Primeau 1999).

Les principales municipalités dans le bassin (p. ex. Granby, Saint-Hyacinthe, Cowansville, Farnham) obtiennent leur eau potable de la Yamaska. Les proliférations d'algues causent des problèmes d'odeur et de goût dont la résolution nécessite un traitement additionnel de l'eau. En outre, de fortes concentrations d'ammoniac ont été observées dans l'eau de la rivière durant des vagues de chaleur survenues au cours des derniers hivers. Le ruissellement en provenance des terres agricoles était vraisemblablement à l'origine de ce problème. Pour désinfecter adéquatement l'eau contenant de fortes concentrations d'ammoniac, il faut utiliser une plus grande quantité de chlore. L'eau ainsi traitée est bonne à boire, mais elle n'a pas bon goût.

Au plan de la qualité, l'eau de la Yamaska est considérée comme la pire au Québec. Toutes les données disponibles indiquent que le secteur agricole est le principal responsable de la situation actuelle. L'amélioration de la qualité de l'eau et la remise en état de l'écosystème du bassin de la Yamaska passent obligatoirement par une meilleure gestion des éléments nutritifs, en particulier des engrais (engrais commerciaux et fumier). À cette fin, en 1988, le gouvernement du Québec a lancé un programme en vue d'appuyer la construction de citernes de lisier. Grâce à cette initiative, plus de 1 million de m³ de fumier sont aujourd'hui stockés adéquatement et mieux gérés à l'échelle du bassin. En 1997, l'adoption du *Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole* a conduit à la mise en place d'un nouveau programme de financement des projets agro-environnementaux. L'application par les agriculteurs de plans de fertilisation ajustant les épandages d'engrais en fonction des exigences des cultures est au cœur de cette stratégie. Récemment, l'Union des producteurs agricoles du Québec a effectué une évaluation agro-environnementale du secteur agricole québécois en vue d'accroître ses performances environnementales. Les agriculteurs sont manifestement plus conscients de l'importance des enjeux environnementaux, en particulier la gestion des éléments nutritifs, premier pas vers l'établissement d'une agriculture durable dans le bassin de la Yamaska et dans les autres régions du Québec.

Jean Painchaud
Ministère de l'Environnement du Québec

L'augmentation de la productivité primaire induite par l'ajout d'éléments nutritifs peut, à son tour, favoriser la croissance et la multiplication des niveaux trophiques supérieurs. Dans la rivière Kuparuk, petit cours d'eau en Alaska, l'augmentation de la biomasse du périphyton engendrée par l'ajout de phosphore a provoqué dans la portion enrichie du cours d'eau une accélération de la croissance chez les quatre grands insectes les plus abondants, ainsi que chez les jeunes de l'année et les adultes de l'ombre arctique (*Thymallus arcticus*) (Peterson et al. 1993). À l'inverse, l'augmentation de la densité des invertébrés benthiques peut causer une réduction de la biomasse du périphyton (Elwood et al. 1981; Winterbourn 1990; Yangdong et Lowe 1995). Par exemple, Biggs et Lowe (1994) ont noté que l'ajout de phosphore stimulait la production des brouteurs invertébrés dans la rivière Kakanui, en Nouvelle-Zélande, mais ne causait pas une augmentation de la biomasse du périphyton. Une fois les brouteurs éliminés, toutefois, la biomasse du périphyton a quintuplé. Il semble donc qu'une

communauté de macro-invertébrés également plus productive assimilait la production périphytonique excédentaire. À l'encontre de ce qu'on observe dans les petits cours d'eau, le zooplancton est une composante importante de la communauté des invertébrés dans les grands cours d'eau. Alors que la biomasse du périphyton est souvent étroitement liée à l'abondance des invertébrés benthiques dans les petits cours d'eau, la biomasse du phytoplancton semble avoir peu d'effet sur les effectifs du zooplancton dans les grands cours d'eau (Basu et Pick 1996). Cette différence pourrait être attribuable au fait que les organismes zooplanctoniques sont plus sensibles aux baisses d'effectifs que les organismes phytoplanctoniques du fait de leur mode de reproduction plus lent.

L'augmentation de la production d'algues et d'invertébrés engendrée par un enrichissement en éléments nutritifs peut à son tour stimuler la production de poissons. Ainsi, dans la rivière Keogh, en Colombie-Britannique, la biomasse du périphyton s'est accrue de cinq à dix fois par suite de l'ajout d'engrais, provoquant à son tour une augmentation du poids des alevins de salmonidés par un facteur de 1,4 à 2 fois (Johnston et al. 1990). Dans la rivière Bow, en Alberta, les eaux usées riches en éléments nutritifs rejetées par la station de traitement des eaux usées de Calgary assurent le maintien d'une pêche sportive à la truite de réputation internationale dans le tronçon de 50 km qui s'étend en aval de Calgary (Culp et al. 1992). Hoyer et Canfield (1991) ont relevé en divers endroits de l'Amérique du Nord l'existence d'une corrélation significative entre la population totale de poissons et la concentration de phosphore total dans 79 rivières.

Comme les éléments nutritifs stimulent la croissance des plantes aquatiques riveraines et influent sur l'abondance et la composition taxonomique des communautés d'insectes et de poissons, l'élimination ou la réduction des apports dans les rivières polluées devrait en principe contribuer à améliorer la situation. Les plans de remise en état des lacs sont en effet fondés sur la prémisse selon laquelle une diminution des charges d'éléments nutritifs (en particulier de phosphore) permet de réduire l'abondance des algues planctoniques et d'accroître la transparence de l'eau. Si les concentrations de phosphore et d'azote dans la colonne d'eau sont de bons prédicteurs de l'abondance des algues planctoniques dans les lacs et les grands cours d'eau (Dillon et Rigler 1974; Canfield 1983; Søballe et Kimmel 1987; Basu et Pick 1996), les concentrations d'éléments nutritifs permettent d'estimer avec plus ou moins de succès l'abondance du périphyton dans les petits et moyens cours d'eau (Biggs et Close 1989; Lohman et al. 1992; Scrimgeour et Chambers 1996; Dodds et al. 1997; Cattaneo et al. 1997; Carr et Chambers 1998; Chételat et al. 1999), et elles se révèlent encore moins efficaces lorsqu'il s'agit de prédire l'abondance des plantes aquatiques enracinées (Kern-Hansen et Dawson 1978; Canfield et Hoyer 1988; Duarte et Canfield 1990). La réduction des charges d'éléments nutritifs a cependant permis d'améliorer la qualité de l'eau de certains cours d'eau. Dans la rivière Thompson, en Colombie-Britannique, l'entrée en activité d'une usine de pâte kraft blanchie à Kamloops en 1972 a provoqué une accumulation massive d'algues benthiques. Les améliorations apportées à la gestion des eaux usées par la ville de Kamloops et l'usine ont permis de réduire d'environ 35% la charge de phosphore total entre 1973-1975 et 1989. Ce déclin a coïncidé avec une diminution de 60% de la biomasse du périphyton (Bothwell et al. 1992). De la même façon, par suite des améliorations apportées aux installations de traitement des eaux usées de la ville de Calgary, les charges de phosphore total, d'ammoniac total et de nitrate+nitrite dans la rivière Bow ont diminué de 80, 53 et 50%, respectivement, entre 1982 et 1988. Une réduction spectaculaire de la biomasse des plantes aquatiques a été observée au cours de la même période (Sosiak 2000).

En conclusion, la plupart des études sur les effets de l'ajout d'éléments nutritifs dans les systèmes riverains ont démontré qu'un enrichissement modéré dans les rivières dont les eaux sont intrinsèquement pauvres en éléments nutritifs entraîne une augmentation de la productivité de la rivière, souvent sans perte d'organismes. En revanche, une pollution excessive provoquant la dés-oxygénation de l'eau se traduit par une baisse de productivité par le périphyton, les invertébrés benthiques et les poissons et, souvent, par une perte d'espèces.

4.4. Milieux humides

Les milieux humides sont des écosystèmes uniques qui se distinguent les uns des autres par leur végétation et leurs caractéristiques morphologiques, hydrologiques et chimiques. Présents autant dans les environnements dulcicoles que marins, ils comptent parmi les écosystèmes les plus productifs au monde pour ce qui est de l'incorporation du carbone et de l'accumulation de biomasse (Usher et Scarth 1990). Ils procurent des habitats favorables aux plantes et aux animaux. On estime que 35% des espèces animales rares ou en péril au Canada dépendent d'une façon ou d'une autre des milieux humides (Mathias et Moyle 1992). Les milieux humides remplissent une foule d'autres fonctions écologiques essentielles en servant d'aires d'alevinage et de haltes migratoires pour les poissons, les oiseaux et divers autres animaux et en intervenant dans la régulation des niveaux d'eau, la rétention des éléments nutritifs, la purification des aquifères, la transformation biogéochimique des éléments et l'échange de substances chimiques, d'éléments nutritifs et de matière organique entre les écosystèmes associés (Urban et Bayley 1986; Catalla 1993; Hook 1993). Les milieux humides couvrent 14% de la superficie du Canada, bordant le littoral marin et les rives des lacs et des cours d'eau, criblant la surface des Prairies et occupant les innombrables dépressions mal drainées du Bouclier canadien (GTNTH 1988).

La croissance et la stabilité de la végétation dans les milieux humides régissent la composition et l'abondance des invertébrés et des vertébrés et détermine sa productivité biologique (Sjörs 1950; Wedeles et al. 1992). Si la perte de milieux humides résulte principalement de leur conversion en terres agricoles et du développement urbain (Moore et al. 1989), l'ajout d'azote est également un facteur non négligeable, bien que ses effets soient plus insidieux (Morris 1991; OMS 1997a). L'azote limite souvent la croissance de la végétation dans les milieux humides. Un apport excessif d'azote peut accélérer l'eutrophisation et, en conséquence, réduire la qualité de l'eau, la disponibilité de l'habitat et la biodiversité. Bien que les effets de l'ajout d'éléments nutritifs aient été moins étudiés dans les milieux humides que dans d'autres écosystèmes aquatiques, deux effets sur la végétation sont fréquemment observés: une augmentation de la biomasse de la végétation émergente (Willis 1963; Wisheu et al. 1991) et une réduction de la diversité végétale (Al-Mufti et al. 1977; Grime 1977; Vermeer et Berendse 1983; Wilson et Keddy 1988). Des relevés de la végétation et des expériences de fertilisation en laboratoire donnent à croire que l'enrichissement en éléments nutritifs des milieux humides se produit en deux étapes. Lorsque les charges d'éléments nutritifs sont modérées, le nombre d'espèces par unité de surface et la production de biomasse augmentent. Toutefois, lorsque ces charges s'élèvent trop, la compétition pour la lumière (tiges et feuilles) et l'espace (racines) limite la croissance (p. ex., Willis 1963; Thurston 1969; Grime 1973; Al-Mufti et al. 1977). La diversité végétale est remplacée par la dominance d'une seule espèce par suite de l'invasion d'espèces non indigènes, agressives, résistantes et tolérantes de fortes concentrations d'azote, comme la salicaire (*Lythrum salicaria*), la jacinthe d'eau (*Eichornia crassipes*) et le *Salvinia molesta*, ou du remplacement de la végétation en place par un peuplement monospécifique de quenouille (*Typha* sp.) ou de

phragmite (*Phragmites* sp.) (Keddy 1988; Mitsch et Gosselink 1993). Dans les milieux humides forestiers, les herbacées caractéristiques peuvent être supplantées par d'autres herbacées normalement absentes de ces habitats (Ehrenfeld 1983). Ces changements touchant la biomasse végétale et la composition spécifique de la flore locale de même que les perturbations abiotiques associées (p. ex. modification du bilan hydrique induite par l'augmentation des taux d'évapotranspiration; Chalmers 1979; Howes et al. 1986) peuvent modifier l'orientation de la succession des milieux humides.

L'évolution des pratiques de gestion des terres agricoles et l'augmentation des rejets d'eaux usées ont entraîné une augmentation des apports d'azote et de phosphore dans les bassins de drainage et, en particulier, dans les milieux humides (Morris 1991). Les précipitations acides constituent une autre source importante d'azote dans les milieux humides. En plus d'agir directement sur l'abondance et la composition de la flore des milieux humides, l'azote présent dans les retombées atmosphériques peut modifier l'humidité et l'acidité du sol et, par conséquent, la disponibilité des éléments nutritifs par divers processus tels que l'adsorption du phosphate, la nitrification, la dénitrification et la fixation de l'azote, ainsi que la spéciation des métaux (Gorham et al. 1984; Crowder 1991; Vaithyanathan et al. 1996). Outre les effets directs de l'ajout d'azote, ces altérations peuvent perturber considérablement l'ensemble de la chaîne alimentaire des milieux humides.

Comme les milieux humides ont la faculté d'éliminer les polluants, l'utilisation de marais a été envisagée pour le traitement secondaire des eaux de ruissellement, des boues et des eaux usées urbaines et industrielles. Toutefois, ces effluents présentent également de fortes charges en DBO qui peuvent faire chuter les concentrations d'oxygène dissous dans les milieux humides jusqu'à des niveaux indésirables (Teal et Teal 1969). En outre, la charge d'éléments nutritifs des effluents urbains faisant uniquement l'objet d'un traitement primaire peut excéder la capacité d'absorption d'un milieu humide et provoquer la prolifération d'algues phytoplanctoniques qui empêchent la pénétration de la lumière jusqu'aux plantes enracinées (MacKinnon et Scott 1984). Les milieux humides présentent toutefois un excellent potentiel pour le traitement tertiaire ou polissage des eaux usées et des eaux de ruissellement (MacKinnon et Scott 1984; Kadlec et Knight 1996).

Les milieux humides d'eau douce diffèrent des milieux humides d'eau salée par leur végétation, leur hydrologie et leur chimie. Vu ces différences, les effets de l'ajout d'éléments nutritifs dans ces deux systèmes seront examinés séparément.

Milieux humides d'eau douce

Les milieux humides d'eau douce montrent un continuum de variations dans le temps et l'espace se rattachant à divers paramètres tels que la quantité et la source d'apports ioniques, la permanence des eaux dormantes et la composition de la végétation. Aux deux extrémités de ce continuum se trouvent les tourbières ombrotrophes (qui sont isolées de l'eau souterraine par une épaisse couche de tourbe et qui reçoivent la majeure partie de leur eau et de leurs sels minéraux de l'atmosphère) et les marécages et marais (qui sont en contact avec les nappes d'eau souterraine riches en sels minéraux). Les marécages se distinguent habituellement des marais (également appelés fens en Europe) par la présence d'arbres.

Les tourbières ombrotrophes sont typiquement acides. Comme elles sont alimentées par les précipitations (c.-à-d. que leurs apports d'éléments nutritifs sont strictement atmosphériques), les

Le marais Delta, au Manitoba: un milieu humide de prairie

Les milieux humides de prairie sont des écosystèmes complexes qui abritent une flore et une faune riches et diversifiées (GTNTH 1988). Cette biodiversité est de plus en plus menacée par des activités agricoles (p. ex. ajout d'éléments nutritifs, pesticides, enfouissement de résidus) dont on ignore en partie les effets écologiques. Les milieux humides fascinent par la richesse et la diversité de la faune qu'ils abritent et la beauté singulière de leur paysage (Griffiths et Townsend 1987). Pour les oiseaux migrateurs, en particulier pour les anatidés, les milieux humides représentent des aires d'alimentation, de nidification et de mue et des haltes migratoires indispensables (GTNTH 1988).

Le marais Delta s'étend le long de la rive sud du lac Manitoba. Avec ses quelque 200 000 hectares, il est le plus grand marais dans le bassin du lac Manitoba. Il est également considéré comme l'une des meilleures aires de reproduction et zones de chasse à la sauvagine dans les prairies canadiennes (MDMNR 1968). Il consiste en un réseau de petites et grandes baies interconnectées et d'étangs isolés séparés du lac Manitoba par une crête sablonneuse boisée (MacKenzie 1982). Les quatre plantes émergentes dominantes dans le marais sont le phragmite commun (*Phragmites australis*), la scolochlée (*Scolochloa festuacea*), la quenouille glauque (*Typha glauca*) et le scirpe lacustre (*Scirpus lacustris*) (Squires et Vander Valk 1992).

Bien que le marais Delta soit bordé par des terres agricoles fertiles, il est considéré comme naturellement eutrophe et non dégradé par les activités humaines. L'Université du Manitoba utilise le marais comme station de recherche pour étudier les effets de l'ajout d'éléments nutritifs dans un milieu humide de prairie. Des études ont montré que l'ajout d'éléments nutritifs accroît la production primaire dans les milieux oligotrophes pauvres en éléments nutritifs de la région d'Entrelacs au Manitoba (Murkin et al. 1992; Murkin et al. 1994; Gabor et al. 1994). On connaît toutefois moins bien les effets d'un enrichissement en éléments nutritifs dans les marais de prairie eutrophes. Des expériences réalisées par des scientifiques de l'Université du Manitoba et d'autres chercheurs ont montré qu'un apport d'azote et de phosphore à des doses comparables à celles utilisées dans de petits bassins hydrographiques faisant l'objet d'applications massives (c.-à-d. 2,5 à 10 kg/ha d'azote) peut modifier la composition spécifique de la végétation émergente (Neill 1990). Les effets sur les autres organismes (p. ex. algues et invertébrés aquatiques) sont moins bien documentés, mais il semble qu'un tel apport provoque une augmentation des charges d'éléments nutritifs et soit bénéfique jusqu'à un certain seuil pour la sauvagine en stimulant la production des invertébrés (Murkin et al. 1994). D'autres recherches s'imposent pour déterminer les processus chimiques qui influent sur la disponibilité des éléments nutritifs ainsi que les effets potentiels de la fertilisation sur la productivité et le fonctionnement général de ces écosystèmes.

Elizabeth Roberts
Environnement Canada

tourbières ombrotrophes sont particulièrement sensibles aux charges atmosphériques d'azote (Urban et Eisenreich 1988). Les effets de l'enrichissement en azote sur les tourbières ombrotrophes canadiennes demeurent à étudier. Toutefois, des études effectuées aux Pays-Bas et au Royaume-Uni ont révélé que l'espèce dominante, *Sphagnum*, et d'autres espèces de plantes typiques des milieux pauvres en azote peuvent se raréfier et être supplantées par des espèces affichant une plus grande affinité pour l'azote (Lee et al. 1989; Greven 1992; Aaby 1994). De la même façon, en Suède, l'application expérimentale de plus de 10 kg d'azote (sous forme de NH_4/NH_3)/ha/an dans des tourbières ombrotrophes a causé une réduction de la densité d'une espèce caractéristique des tourbières, le rossolis à feuilles rondes (*Drosera rotundifolia*), ce dernier étant incapable de compétitionner pour la lumière avec des espèces de plus grande taille (p. ex. *Eriophorum* et *Andromeda*) réagissant favorablement à l'enrichissement en azote (Redbo-Torstennsson 1994; OMS 1997a). L'augmentation des apports d'azote touche durement les tourbières ombrotrophes, car la capacité de rétention de l'azote de ces tourbières est élevée, et le cycle de l'azote y est fermé. L'Organisation mondiale de la santé (OMS) (OMS 1997a) a estimé à 5 à 10 kg d'azote/ha/an la charge atmosphérique critique d'azote pour les tourbières ombrotrophes. Lorsque ce seuil est dépassé, les fonctions chimiques, biologiques et hydrologiques de ces milieux humides sont altérées.

Cootes Paradise, en Ontario: impacts urbains sur un marais côtier des Grands Lacs

Ce sont probablement les milieux humides qui illustrent le mieux les conflits relatifs à l'utilisation des terres qui découlent de la décision de privilégier ou non le développement urbain au détriment de la protection des fonctions des écosystèmes naturels. La situation est particulièrement manifeste dans le sud de l'Ontario. De nos jours, les marais côtiers de la portion canadienne des Grands Lacs inférieurs demeurent des ressources importantes pour les oiseaux aquatiques, même si le drainage, le développement, l'eutrophisation et la pollution ont profondément affecté leur intégrité au cours des cinquante dernières années (Mitsch 1992).

Le marais Cootes Paradise est une réserve naturelle de 250 ha située à l'extrémité ouest du port d'Hamilton, sur le lac Ontario. Le marais est une importante halte migratoire pour les oiseaux aquatiques et une zone d'alevinage et aire de reproduction pour les poissons de pêche sportive. Il est en outre une ressource scientifique et éducative fort précieuse à l'échelle locale (Chow-Fraser et Lukasik 1995).

Au cours des cent dernières années, le marais Cootes Paradise s'est considérablement dégradé sous l'influence des apports d'éléments nutritifs provenant de sources urbaines, rurales et agricoles, des fluctuations des niveaux d'eau, des apports de sédiments des ruisseaux et de la remise en suspension régulière de ces sédiments par le vent et les activités d'alimentation et de reproduction de la carpe (Chow-Fraser 1998). De 1919 à 1962, l'installation municipale de traitement des eaux usées (IMTEU) de Dundas (Ontario) a rejeté ses eaux usées ayant fait l'objet d'un traitement primaire dans la portion ouest du marais. En 1963, l'IMTEU a été modernisée pour le traitement secondaire (McLarty et Thachuk 1986), mais la charge de phosphore dans les effluents de l'usine est demeurée élevée (approximativement 45 kg de phosphore/j) jusqu'au début des années 1970. En 1978, l'IMTEU a été l'objet d'une nouvelle modernisation, cette fois pour le traitement tertiaire. Les filtres à sable destinés à réduire encore davantage la charge de phosphore n'ont cependant été ajoutés qu'en 1987 (Painter et al. 1991). Par suite de ces modifications, les charges de phosphore dans les effluents de l'IMTEU ont diminué de façon soutenue, passant de plus de 45 kg/j au début des années 1970 (Semkin et al. 1976) à nettement moins de 4 kg/j au cours des dernières années (Chow-Fraser et al. 1998). Outre cette IMTEU, d'autres sources ont été incriminées dans l'augmentation des charges d'éléments nutritifs (en particulier d'ammoniac et de phosphore réactif soluble), notamment des émissaires d'évacuation rejetant des eaux usées non traitées et des eaux de ruissellement en surface durant les orages (Chow-Fraser et al. 1996). Récemment, des réservoirs de rétention destinés à contenir les effluents rejetés par ces émissaires et à prévenir leur rejet direct dans le marais ont été construits (Chow-Fraser et al. 1996). Enfin, d'importantes quantités de sédiments et d'éléments nutritifs provenant des terres agricoles avoisinantes ont atteint le marais par de petits tributaires (Chow-Fraser et al. 1996; Chow-Fraser et al. 1998).

Les concentrations d'azote et de phosphore dans la colonne d'eau ont diminué considérablement par suite de la modernisation de l'IMTEU de Dundas en 1978 (Chow-Fraser et al. 1998; tableau 4.3). Avant la conversion au traitement tertiaire, la variation des concentrations de phosphore total (PT), de phosphore réactif soluble (PRS), d'ammoniac et de nitrate depuis le point de rejet des effluents de l'IMTEU jusqu'à l'exutoire du marais déterminait un gradient très marqué. Les concentrations moyennes de PT et de PRS soluble au point de rejet des eaux usées dans le marais étaient respectivement presque cinq et dix fois plus élevées que dans la zone d'eau libre (5 contre 1 mg de PT/L et 1,4 contre 0,1 mg de PRS/L), et les concentrations d'ammoniac total et de nitrate total, respectivement plus de dix fois et cinq fois plus élevées (13 contre 1 mg de NH_3^+ -N/L et 4,5 contre 1 mg de NO_3 -N/L) (Painter et al. 1989; Chow-Fraser et al. 1998). Au cours des huit années qui ont suivi la modernisation de l'usine pour le traitement tertiaire, le brusque gradient ouest-est des concentrations de PT est disparu (Lougheed et Chow-Fraser 1998). Durant cette même période, l'IMTEU a commencé à soumettre ses effluents à un traitement par aération en vue de réduire la charge d'ammoniac total atteignant le marais, mais ce procédé additionnel a contribué à alourdir la charge de nitrate. En conséquence, les concentrations de nitrate ont doublé depuis 1978 dans les sites situés à proximité du point de rejet des effluents de l'IMTEU (9 à 11 mg de NO_3 -N/L) et sont presque systématiquement dix fois plus élevées que dans la zone d'eau libre (0,5 à 1 mg de NO_3 -N/L). La relocalisation de l'émissaire d'évacuation dans un secteur présentant un meilleur potentiel de mélange pourrait aider à améliorer la situation.

L'absence de végétation submergée est une caractéristique commune de nombreux marais côtiers dégradés des Grands Lacs. En dépit des gains enregistrés au chapitre de la qualité de l'eau, la végétation submergée ou émergente couvrait seulement 10% du marais Cootes Paradise au début des années 1990 (Chow-Fraser et al. 1996), et la communauté végétale émergente était dominée par deux espèces introduites, à savoir le phragmite commun (*Phragmites australis*) et la salicaire (*Lythrum salicaria*) (Chow-Fraser et al. 1998). Bien que la hausse du niveau d'eau au cours des années 1940 et 1950 soit à l'origine de la disparition de la végétation émergente et des modifications de l'habitat qui s'en sont ensuivies, l'enrichissement en éléments nutritifs a joué un rôle important dans la dégradation du marais Cootes Paradise (Chow-Fraser et al. 1998).

Cootes Paradise conclus

Tableau 4.3. Paramètres de la qualité de l'eau mesurés dans trois stations (eau libre; station avec végétation; point de rejet des effluents de l'IMTEU de Dundas) au marais Cootes Paradise, en 1973 et 1994.

| Paramètre (mg/L) | Eau libre | | Végétation | | Point de rejet | |
|---------------------------|-----------|------|------------|------|----------------|------|
| | 1973 | 1994 | 1973 | 1994 | 1973 | 1994 |
| Oxygène dissous - surface | 10,5 | 9,4 | s/o | 7,3 | 7,4 | 11,1 |
| Phosphore total | 2,22 | 0,13 | s/o | 0,21 | 15,4 | 0,15 |
| Phosphore total dissous | 0,96 | 0,02 | s/o | 0,06 | 10,7 | 0,07 |
| Nitrate total | 0,70 | 0,58 | s/o | 0,35 | 2,16 | 10,3 |
| Ammoniac total | 0,45 | 0,14 | s/o | 0,16 | 8,27 | 0,27 |
| Azote total | s/o | 3,22 | s/o | 2,6 | s/o | 12,6 |

Sources des données: Bacchus (1974); Loughheed et Chow-Fraser (1998).

L'évolution des communautés algales du marais Cootes Paradise au cours des quatre dernières décennies reflète bien les changements de qualité de l'eau et du couvert végétal qui se sont produits durant la même période (Chow-Fraser 1998). Bien qu'elle n'ait pas altéré la composition spécifique de la communauté algale, la dégradation de la qualité de l'eau a modifié l'abondance des algues à divers endroits du marais (Chow-Fraser et al. 1998). Ainsi, les algues étaient plus abondantes dans un bras du marais recevant une forte charge d'éléments nutritifs d'un égout pluvial et les eaux de ruissellement d'un site d'enfouissement d'ordures ménagères (Sims 1949) que dans d'autres sites où la végétation réduisait la densité des communautés algales en entravant la pénétration de la lumière et en limitant la disponibilité des éléments nutritifs. L'abondance des algues bleues a augmenté au cours des années 1970 (Bacchus 1974). Toutefois, l'adoption d'un procédé d'élimination du phosphore à l'IMTEU de Dundas en 1993 a permis de réduire l'abondance des algues bleues au profit des algues vertes. Par suite de la régression du processus d'eutrophisation, les algues dorées (chrysophycées) sont réapparues dans le marais (Wetzel 1983; Chow-Fraser et al. 1998). À l'échelle de la communauté algale, le signe le plus important d'amélioration a été le rétablissement du rôle limitant du phosphore pour le phytoplancton se trouvant en eau libre.

Après la disparition de la végétation au cours des années 1940, les sédiments du fond du marais se sont ameublés au point de ne plus répondre aux exigences d'un assemblage diversifié de larves d'insectes aquatiques (Chow-Fraser 1998). En conséquence, la diversité des insectes aquatiques a décliné considérablement au cours des quarante dernières années, le nombre de taxons passant de 57 genres (23 familles et 6 ordres) en 1948 à 9 genres (6 familles et 3 ordres) en 1978, puis à seulement 5 genres (3 familles et 2 ordres) en 1995 (Chow-Fraser et al. 1998). La communauté diversifiée d'invertébrés benthiques des années 1940 a fait place à une communauté composée essentiellement de larves de chironomides, d'oligochètes et d'autres espèces de vers tolérant de faibles concentrations d'oxygène (Chow-Fraser et al. 1998). La prédation exercée par la carpe, poisson benthivore, maintient à un bas niveau l'abondance des brouteurs benthiques, et les algues épiphytes continuent de proliférer et d'entraver la pénétration de la lumière jusqu'aux macrophytes.

La consultation d'anciennes listes d'espèces révèle qu'une importante pêche aux poissons d'eau tempérée se pratiquait autrefois dans le marais Cootes Paradise (Whillans 1996). Toutefois, entre 1948 et 1978, l'abondance des poissons de pêche sportive a diminué, probablement en réponse aux flux diurnes élevés d'oxygène dissous (< 2 mg de O₂/L durant la nuit) et à la croissance des effectifs de la carpe (Chow-Fraser et al. 1998). Les poissons les plus fréquemment capturés depuis quelques années appartiennent aux familles des Cyprinidés (carpe et hybrides), des Centrarchidés (crapet soleil) et des Clupéidés (alose à gésier et gaspareau), tandis que les représentants d'espèces piscivores comme le brochet et l'achigan se font de plus en plus rares (Kay 1949; Chow-Fraser et al. 1998).

La remise en état du marais Cootes Paradise compte parmi les objectifs du plan d'assainissement du port d'Hamilton (Rodgers et al. 1992; Chow-Fraser et al. 1996). L'enrichissement en éléments nutritifs est l'une des principales causes de la dégradation du marais. Si l'on parvient à éliminer cet enrichissement et les pressions exercées par d'autres facteurs de stress anthropiques (p. ex. altération additionnelle de la qualité de l'eau, empiètement dû au développement, introduction d'espèces exotiques), la portion émergente du marais parviendra peut-être à se rétablir au cours des prochaines décennies.

Elizabeth Roberts
Environnement Canada

Contrairement aux tourbières ombrotrophes, les fens se rencontrent dans des milieux alcalins à légèrement acides (GTNTH 1988). Des études de fens mésotrophes des Pays-Bas ont montré que l'ajout d'azote causait une augmentation de l'abondance des grandes graminoides (graminées ou *Carex* spp.) et une réduction de la diversité des espèces subordonnées (Vermeer 1986; Verhoeven et Schmitz 1991; Koerselman et Verhoeven 1992). Se fondant sur les résultats de ces études et d'autres expériences menées en Hollande, l'OMS (1997a) a estimé 20 à 35 kg d'azote/ha/an la charge atmosphérique critique d'azote dans les fens. Comme le cycle des éléments nutritifs dans les marais est ouvert, les marais neutralisent mieux les effets néfastes des ajouts d'éléments nutritifs (Morris 1991; OMS 1997a; voir l'étude de cas consacrée au marais Delta). Toutefois, lorsque la charge d'éléments nutritifs (sans égard à sa source) dépasse la capacité de filtration de ces milieux humides, les marais commencent à dépérir (voir l'étude de cas consacrée au marais Cootes Paradise).

Milieux humides d'eau salée

Les milieux humides d'eau salée ou marais salés sont des écosystèmes côtiers dominés par les graminées et submergés à intervalles réguliers sous l'influence des marées (Chapman 1974). Le marais salé est l'expression la plus terrestre d'un environnement marin. Les plantes adaptées à ce type d'habitat sont en réalité des espèces terrestres qui sont incapables de compétitionner avec les autres plantes terrestres mais qui tolèrent bien les conditions salées (Phleger 1971; Hatcher et Patriquin 1981). Les marais salés sont le lieu d'interactions complexes entre des processus océanologiques, biologiques, géologiques, chimiques et hydrologiques (Glooschenko 1979). Ils jouent un rôle important dans les cycles planétaires de l'azote et du soufre (GTNTH 1988) parce qu'ils possèdent des cycles d'éléments nutritifs ouverts et parce qu'ils interviennent dans le stockage de grandes quantités d'éléments nutritifs. Au Canada, les marais salés ne représentent qu'une proportion relativement faible de la superficie totale des milieux humides (GTNTH 1988), en partie en raison de leur dépendance envers l'eau salée et les marées, une exigence physique particulière qui n'est satisfaite que dans certaines régions du pays (Chapman 1960; MacKinnon et Scott 1984).

Les marais salés accomplissent de nombreuses fonctions écologiques importantes en intervenant dans la réduction des éléments nutritifs et l'exportation de la matière organique vers les eaux côtières adjacentes, en servant de frayères pour les poissons et les invertébrés présentant une importance commerciale et d'aires de reproduction et de haltes migratoires pour les anatidés et les oiseaux de rivage; en jouant un rôle important dans l'assimilation de nombreux déchets et substances toxiques (GTNTH 1988). En outre, le cycle continu des éléments nutritifs entre un marais salé et l'estuaire adjacent contribue à réalimenter le marais en éléments nutritifs et favorise la croissance des mollusques et des crustacées dans l'estuaire, ainsi que les pêches hauturières (Teal et Teal 1969).

Contrairement aux marais d'eau douce, les marais salés sont strictement limités par l'azote (Valiela et al. 1975; Jefferies et Perkins 1977; Cargill et Jefferies 1984; Morris 1991). Les effets des éléments nutritifs ont été moins étudiés dans les milieux d'eau salée que dans les milieux d'eau douce, peut-être à cause de l'action des marées qui éliminent une fraction des éléments nutritifs de ces écosystèmes. Toutefois, l'augmentation des apports d'éléments nutritifs, en particulier d'azote, peut y avoir des effets graves. La dégradation des milieux humides bordant la baie de Fundy, sur la côte est, et l'estuaire du Fraser, sur la côte ouest, témoignent de la gravité de ces effets (voir les études de cas consacrées à ces milieux humides).

Les marais salés bordant la baie de Fundy, en Nouvelle-Écosse

Le littoral de la baie de Fundy (Nouvelle-Écosse) est ponctué de marais salés, dont certains s'étendent sur de grandes distances. La végétation de ces marais est dominée par le *Spartina alterniflora* et le *S. patens*, deux espèces dont la croissance se poursuit durant toute l'année et dont la productivité, de ce fait, est largement supérieure à celle des plantes terrestres adjacentes (Teal et Teal 1969). Les marais de la baie de Fundy sont à maints égards des écosystèmes uniques qui sont soumis à des processus physiques particuliers, parmi lesquels le mélange dû aux marées est le plus évident (GTNTH 1988; Brylinsky et al. 1996).

La contribution des marais salés à *S. alterniflora* aux pêches marines côtières a retenu l'attention de la plupart des chercheurs qui ont étudié ces écosystèmes (Odum 1980; Pomeroy et Wiegert 1981). Les marées à l'origine de la forte production de végétation dans ces marais éliminent également la moitié des éléments nutritifs avant qu'ils aient été assimilés par les plantes et les animaux (MacKinnon et Scott 1984; Keizer et Gordon 1985). En outre, le *S. alterniflora* agit à la façon d'une pompe en extrayant le phosphore des sédiments et en le libérant dans les eaux maritimes (Hatcher et Patriquin 1981). En conséquence, de grandes quantités d'éléments nutritifs et de matière organique sont libérées dans les estuaires adjacents, où elles stimulent la chaîne alimentaire des eaux côtières. De cette façon, les marais salés ont une action bénéfique sur les pêches côtières, y compris celles des coquillages (Teal et Teal 1969; Odum 1980).

La flore de certaines régions des plaines côtières de l'Atlantique est unique et ne se rencontre nulle part ailleurs dans le monde (Fernald 1942; Roland 1976). L'eutrophisation résultant du ruissellement d'eaux enrichies provenant de terres perturbées par diverses utilisations pourrait altérer la composition spécifique de la végétation côtière (Ehrenfeld 1983). Comme les plantes des plaines côtières résistent mal à la compétition, elles pourraient être supplantées, en cas d'enrichissement, par des espèces envahissantes du fait de leur croissance plus rapide et de leur plus grande taille (Wisheu et Keddy 1994). C'est la raison pour laquelle Wisheu et al. (1994) ont recommandé non seulement de protéger les habitats, mais aussi d'élaborer un plan de gestion du bassin hydrographique afin d'empêcher que l'enrichissement en éléments nutritifs n'entraîne la dégradation des habitats des plaines côtières.

Elizabeth Roberts
Environnement Canada

4.5. Eaux côtières

Dans les eaux côtières, la production primaire est en grande partie régie par la disponibilité des éléments nutritifs et de la lumière. La capacité d'absorber les éléments nutritifs dans la colonne d'eau, de même que la quantité de lumière disponible, détermine le changement de dominance entre les plantes vasculaires et les grandes macro-algues à croissance lente, d'une part, et les macro-algues et le phytoplancton à croissance rapide et, finalement, les espèces phytoplanctoniques mobiles, d'autre part (Duarte 1995). Lorsque la lumière est abondante et que les concentrations d'éléments nutritifs exercent une action limitante, les plantes vasculaires et grandes macro-algues à croissance lente supportent mieux la compétition parce qu'elles possèdent un mécanisme efficace de recyclage interne des éléments nutritifs et, dans le cas des plantes vasculaires, parce qu'elles ont accès aux réserves d'éléments nutritifs dans les sédiments (Duarte 1995). À mesure que l'eutrophisation se confirme et que les concentrations d'éléments nutritifs s'élèvent, l'abondance des macro-algues et du phytoplancton à croissance rapide augmente. Comme cette biomasse est concentrée près de la surface de l'eau, les plantes vasculaires sont progressivement privées de lumière et éprouvent de plus en plus de difficultés à fixer le carbone. À mesure que la fréquence des proliférations de phytoplancton augmente, la qualité du couplage entre la production d'oxygène et la respiration se désagrège (Duarte 1995). Par suite de l'intensification de l'activité microbienne occasionnée par la sédimentation de la matière organique, la demande d'oxygène finit par excéder la production

L'estuaire du Fraser, en Colombie-Britannique: un exemple de conflit entre la protection des marais et le développement

Au Canada, les estuaires et les lagons occupent entre 10 et 20% du littoral de la côte du Pacifique (MacDonald 1977). Les marais côtiers sont confinés aux tronçons supérieurs des bras protégés et aux deltas des principaux cours d'eau. Le plus étendu de ces marais borde le delta du Fraser. Dans ce marais, la chimie des sédiments et de l'eau est déterminée dans une large mesure par le régime saisonnier de lessivage et de dépôt des sédiments provenant du Fraser (Hutchinson 1982; GTNTH 1988).

Les basses terres de la portion sud-ouest du Fraser, qui s'étendent approximativement depuis Sea Island à l'est jusqu'à la limite entre Surrey et Langley, couvrent la majeure partie du territoire situé au sud du bras nord du Fraser. Cette région compte parmi les zones agricoles les plus productives au Canada (Pilon et Kerr 1984). Un grand nombre des milieux humides qui se trouvaient dans la région ont été drainés pour favoriser l'agriculture, l'urbanisation et l'expansion industrielle (GTNTH 1988), et la majorité des milieux humides restants sont concentrés dans les quelque 25 213 ha qui forment l'estuaire du Fraser (Ward 1992). Les marais estuariens saumâtres, dont la végétation est caractérisée par une espèce de carex (*Carex lyngbyei*) et le scirpe d'Amérique (*Scirpus americanus*), se rencontrent sur le front du delta où l'eau salée et l'eau douce se mélangent. Environ 93% des marais de l'estuaire sont de ce type, les marais salés formant les 7% restants. La productivité des deux types de marais est élevée à cause de leurs apports élevés en éléments nutritifs (Bradfield et Porter 1982), en particulier d'azote (Valiela et Teal 1979).

L'ampleur, l'emplacement et la nature de l'empiètement urbain sur les milieux humides suscitent de vives préoccupations parmi la population des basses terres du Fraser (Pilon et Kerr 1984; Ward 1992). Au cours des dernières décennies, les activités telles que le dragage, le drainage et le remblayage ont gravement réduit la superficie des milieux humides (GTNTH 1988). Outre la destruction apparente, l'érection de digues et d'ouvrages de dérivation a eu des effets indirects sur les marais en modifiant la salinité, l'érosion et la redistribution des sédiments et l'apport d'éléments nutritifs (Kerr 1987). La construction de ponts-jetées et de jetées pour les terminaux, par exemple, a modifié les régimes de dispersion des sédiments dans certains marais et, de fait, accéléré les taux de sédimentation à l'échelle locale et réduit les afflux d'eau douce (Clague et Luternauer 1982). Bien qu'une bonne part des inquiétudes soient centrées sur la destruction manifeste des marais (Hutchinson 1982), le lessivage des contaminants à partir des terres urbaines et agricoles, le rejet d'eaux usées municipales et d'effluents industriels, le lixiviat de décharge et les dépôts de polluants atmosphériques continuent de dégrader ces milieux humides (Harrison 1985; Kerr 1987; GTNTH 1988; Stanley Associates Engineering Ltd. 1992; Ward 1992; IRC 1994a, b). Parmi les sources qui posent des problèmes du fait de leurs charges d'éléments nutritifs élevées, les eaux d'égout sont les plus nuisibles (Environnement Canada et BCELP 1992). Les réseaux municipaux qui rejettent leurs effluents dans le Fraser recueillent et traitent non seulement les eaux usées domestiques de plus de 80% des quelque 1,5 million de personnes vivant dans le bassin du Fraser, mais aussi les eaux usées des industries et des entreprises commerciales qui mènent à bien leurs activités dans la région (Dorcey et Griggs 1991; UMA 1993). Les eaux usées municipales rejetées dans le bassin contiennent non seulement des éléments nutritifs, mais aussi divers composés potentiellement toxiques dont des cyanures, du chlore, des surfactifs anioniques, des métaux lourds, des matières organiques, des phénols et des sulfures (Environnement Canada et BCELP 1992).

Réagissant notamment à l'augmentation des charges d'éléments nutritifs dans la région, la salicaire a récemment envahi les marais de l'estuaire du Fraser (Adams 1993; Grout et al. 1997) et menace de supplanter certaines espèces indigènes comme les carex. Un déplacement de la productivité des plantes indigènes vers la salicaire au sein de la communauté végétale de l'estuaire risque d'affecter non seulement la flore mais aussi toute la chaîne trophique du milieu humide en modifiant la chronologie de la production de détritits (Grout et al. 1997). Les fluctuations d'abondance dans le temps et de composition des apports de détritits dans l'estuaire du Fraser ont des répercussions importantes sur la communauté des consommateurs invertébrés (Sibert 1982). Comme la salicaire se décompose plus rapidement que les carex, les détritits issus de sa décomposition se forment presque entièrement en automne, et non pas progressivement pendant toute l'année comme dans le cas des carex (Grout et al. 1997).

L'estuaire du Fraser sert d'aire d'hivernage à la plus importante population d'oiseaux aquatiques au Canada (GTNTH 1988) et est l'une des haltes migratoires les plus importantes pour les oiseaux qui empruntent la voie migratoire du Pacifique (Cameron et Obee 1981; Leach 1982). On y observe également une des plus importantes montaisons de saumon au Canada (Dorcey et al. 1978; Hall et Yesaki 1987). Le sort des milieux humides de l'estuaire du Fraser dépend de l'importance relative qu'on accordera au développement, aux autres activités humaines et à la protection de la nature.

Elizabeth Roberts
Environnement Canada

Le rôle de l'aquaculture marine dans l'eutrophisation des eaux côtières

La charge d'azote produite par les exploitations aquacoles (excrétion par les poissons de déchets dissous et solides et décomposition de la nourriture excédentaire) peut stimuler l'eutrophisation des eaux côtières. Plusieurs exploitations maricoles ont été incriminées dans l'augmentation des charges d'azote et de phosphore au Canada. Une estimation de la contribution d'une salmoniculture, des pêches traditionnelles, d'usines de transformation du poisson, d'une fabrique de pâtes et d'une installation municipale de traitement des eaux usées à l'enrichissement en éléments nutritifs du bras Letang (une échancre de la baie de Fundy) a révélé que la salmoniculture était la principale source anthropique d'éléments nutritifs, représentant à elle seule 56% de l'apport total d'azote et de phosphore dans le bassin (Strain et al. 1995). Cet ajout d'éléments nutritifs pose un risque d'eutrophisation et pourrait stimuler la prolifération d'algues microscopiques à proximité des cages (Wildish et al. 1990).

Une étude d'une salmoniculture dans la baie de Fundy a montré que les concentrations d'ammoniac s'élevaient à proximité des cages d'élevage, alors qu'elles étaient comparables aux concentrations ambiantes partout ailleurs dans le bras (Wildish et al. 1993). Étonnamment, aucune augmentation de l'abondance du phytoplancton dénotant une tendance à l'eutrophisation n'a été observée à proximité des cages. Ce résultat était effectivement surprenant puisque d'importantes communautés d'épiphytes comprenant notamment des macro-algues sessiles se forment généralement sur les enclos. Dans le cadre d'une évaluation du risque d'eutrophisation posé par les exploitations aquacoles établies le long de la côte de la Colombie-Britannique, Black et Forbes (1997) ont noté que la quantité totale de déchets dissous provenant de ces exploitations représentait moins de 0,3% de la charge d'azote du détroit de Géorgie. Au terme d'une étude du bras Sechelt (Colombie-Britannique) réalisée entre 1988 et 1990, Taylor et al. (1994) se sont dit incapables de démontrer que les salmonicultures avaient un impact sur les régimes d'éléments nutritifs ou les proliférations d'algues dans le bras. Ils ont en outre affirmé douter que les exploitations aquacoles distribuées le long de la côte de la Colombie-Britannique puissent, à leur niveau de production actuel, provoquer une eutrophisation importante à grande échelle.

Bien que la mariculture ne semble pas causer un enrichissement généralisé des eaux côtières, elle peut avoir des effets localisés dans le voisinage immédiat des cages (MPO 1997). Des quelque 70% des éléments nutritifs qui se dispersent habituellement dans l'environnement à partir des exploitations aquacoles, environ 32% de l'azote et 63% du phosphore sont perdus sous forme de particules qui aboutissent dans les sédiments (Holby et Hall 1991; Hall et al. 1992). Cet apport de matières particulaires organiques peut accroître la demande en oxygène dans les sédiments et, de ce fait, stimuler la libération des éléments nutritifs à partir des sédiments (Holby et Hall 1991; Hall et al. 1992; BCEAO 1997). Sur la côte est du Canada, Hargrave et al. (1993) ont montré que la demande en oxygène était quatre fois plus élevée sous les enclos aquacoles que dans des sites de référence. Un léger enrichissement dû à la sédimentation de la matière organique contribue à accroître directement sous les enclos l'abondance et la biomasse de la communauté benthique. Toutefois, si les enclos sont mal situés, certaines espèces sensibles à la pollution peuvent disparaître, et la communauté des invertébrés benthiques vivant sous les cages finit par être dominée par des organismes tolérant la pollution organique, comme le polychète *Capitella capitata* et les nématodes, intercalés parmi les sédiments anoxiques (BCEAO 1997; MPO 1997). Dans le cas des exploitations aquacoles de la Colombie-Britannique, les sédiments se trouvant à 20 à 30 m des enclos ne semblent pas affectés par le dépôt de déchets (Cross 1990). Il convient toutefois de noter que l'endroit où sont installés les enclos est important, un choix judicieux permettant de réduire les impacts sur les sédiments.

Martha Guy et Patricia Chambers
Environnement Canada

d'oxygène, au point de provoquer l'apparition de conditions anoxiques dans les couches d'eau profondes. L'anoxie des sédiments prive les plantes vasculaires de l'azote qui s'y trouve et accélère leur mort (Duarte 1995). Une fois les plantes vasculaires disparues, la turbidité augmente, les sédiments n'étant plus stabilisés. Ces nouvelles conditions favorisent les espèces phytoplanctoniques mobiles qui peuvent remonter jusqu'à la surface pour obtenir la lumière nécessaire à leur croissance (Duarte 1995). L'anoxie stimule également la libération des éléments nutritifs à partir des sédiments

(charge interne d'éléments nutritifs), situation qui favorise également le phytoplancton. Cette altération de la structure de la communauté végétale marine est une cascade auto-accélérée déterminée par les effets directs et indirects de l'augmentation de la charge interne des éléments nutritifs et de l'ombre pour les plantes benthiques à mesure que l'effet limitant se déplace des éléments nutritifs vers la lumière. Dans l'environnement marin, cette régulation ascendante de la structure de la communauté des producteurs primaires par les éléments nutritifs se produit à des concentrations d'éléments nutritifs plus faibles que dans les lacs (Dederen 1992).

La zone côtière est un écosystème physiquement dynamique exposé à des échanges constants d'eau avec la haute mer. La circulation de l'eau et les régimes de marée dans la zone littorale de même que les courants estuariens près de l'embouchure des rivières favorisent un bon mélange des eaux océaniques superficielles, pauvres en éléments nutritifs, avec les eaux côtières, riches en ces mêmes éléments (Persson 1991). Le degré de mélange est souvent régi par la salinité et la température, qui déterminent des gradients de densité limitant le mélange des différentes masses d'eau. En général, lorsqu'une masse d'eau douce moins dense pénètre dans la zone côtière, elle provoque un déplacement net vers la mer des eaux de surface, moins salées, et un mouvement en sens inverse des masses d'eau profondes, plus denses et plus salées (Harrison et al. 1994). Cet échange d'eau provoque la dilution des éléments nutritifs le long des côtes. La nature et le degré d'eutrophisation des eaux côtières dépendent dans une large mesure de l'ampleur de ces échanges. Outre les gradients de salinité et de température, divers obstacles physiques comme des seuils émergents peuvent restreindre ou entraver complètement l'échange d'eau dans les bassins profonds ou les fjords (Persson 1991). Selon la profondeur du seuil par rapport à la profondeur totale du bassin, la réoxygénation des eaux profondes de ces bassins peut se produire seulement de façon épisodique. Les études de cas consacrées au bassin de Géorgie et au port d'Halifax illustrent bien la complexité des interactions qui influent sur les concentrations d'éléments nutritifs dans les eaux côtières.

L'azote est généralement l'élément nutritif qui limite la production primaire dans les océans nordiques tempérés, alors que c'est le phosphore qui joue habituellement ce rôle en eau douce (Howarth 1988; Vollenweider 1992). Des données amassées dans l'hémisphère Nord révèlent que le surenrichissement des eaux côtières a créé une niche qui est occupée par un groupe hétérogène de dinoflagellés et de diatomées qui, à l'instar des algues bleues, leurs pendantes écologiques dans les lacs eutrophes, peuvent produire des substances chimiques toxiques (Burkholder et al. 1992; Taylor et al. 1994; voir l'étude de cas sur l'intoxication par les mollusques à l'Î.-P.-É., à la section 5.3). Les algues marines ont été incriminées dans au moins quatre flambées d'intoxication humaine chez des consommateurs de mollusques, ainsi que dans plusieurs incidents de mortalité massive de poissons, d'oiseaux et de mammifères marins (Paerl 1997). La disponibilité moindre du fer et du molybdène, deux oligoéléments jouant un rôle essentiel dans la fixation de l'azote par les algues bleues, semble expliquer pourquoi ces algues ne dominent pas la production primaire dans les océans (Paerl 1997). Dans la Baltique et la Méditerranée, la fréquence des proliférations de ces algues (qualifiées de nuisibles en raison de leur toxicité et du rôle qu'elles jouent dans l'induction de conditions hypoxiques et dans l'altération des chaînes alimentaires) a augmenté depuis les années 1950, tout comme le volume des émissions atmosphériques d'azote associées à l'expansion du développement urbain et industriel et de l'agriculture en Europe de l'Ouest et en Europe centrale (Paerl et Whitall 1999). Ces proliférations ont entraîné la fermeture d'exploitations conchycoles et, par conséquent, des pertes économiques considérables pour les communautés côtières (Paerl et Whitall 1999). Ces espèces d'algues sont toujours présentes en faibles concentrations, mais les facteurs provoquant leur

Le bassin de Géorgie, en Colombie-Britannique: l'interface entre la terre et l'océan

La région du bassin de Géorgie est un important système estuarien compris entre le sud de l'île de Vancouver et la portion continentale de la Colombie-Britannique et l'État de Washington (figure 4.8). S'étendant depuis l'extrémité nord du détroit de Géorgie jusqu'à l'extrémité sud du fjord de Puget, le bassin de Géorgie communique directement avec l'océan Pacifique par le détroit Juan de Fuca (West et al. 1994). En Amérique du Nord, c'est l'une des régions où la croissance de la population est la plus rapide. En 1996, environ 4,5 millions de personnes vivaient autour du bassin, réparties en communautés dominées par le grand Vancouver et Seattle, sur la terre ferme, et Victoria, sur l'île de Vancouver (BCSTATS 1998a; US Census Bureau 1998). On s'attend à ce que la population de la région augmente de 28% d'ici 2010, et l'on prévoit qu'une bonne part de cette croissance se produira dans des collectivités non regroupées ne possédant aucune ou pratiquement aucune forme structurée de gouvernement municipal ou régional (West et al. 1994; BCSTATS 1998b). Cette croissance démographique accroît le risque de lessivage d'éléments nutritifs dans les eaux côtières au voisinage de ces communautés.

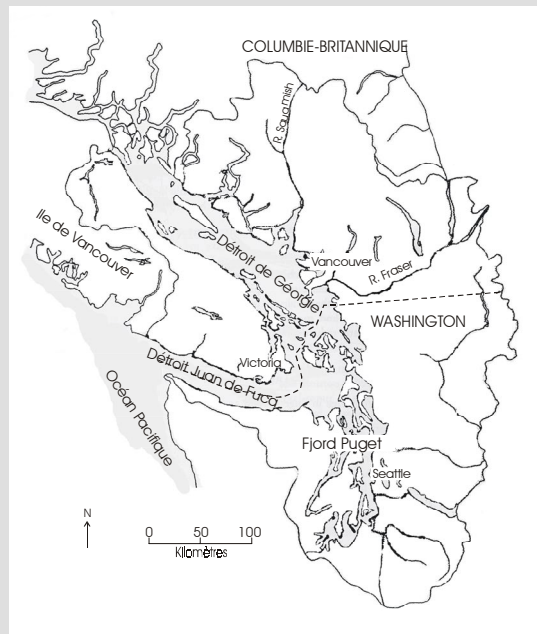


Figure 4.8. Bassin de Géorgie (Colombie-Britannique). Le bassin de Géorgie inclut les détroits Juan de Fuca et de Géorgie et le fjord Puget. Adapté de West et al. (1994).

La circulation de l'eau dans le bassin de Géorgie est caractérisée par un mouvement net vers la mer dans la portion supérieure de la colonne d'eau et par un mouvement net vers les terres dans la portion inférieure (Thomson 1994). Les eaux profondes affluentes charrient 2 500 à 2 800 tonnes d'azote total par jour vers le détroit Juan de Fuca (Harrison et al. 1994; tableau 4.4). Selon les interactions entre les mouvements globaux de l'eau, les marées et les vents, environ 2 000 à 2 100 tonnes d'azote total sont entraînées quotidiennement par le mouvement des eaux de surface vers la mer, et 500 à 1 000 tonnes d'azote total par jour sont incorporées à la matière biologique ou aux sédiments. Sauf durant une brève période entre mai et septembre, les apports naturels d'éléments nutritifs excèdent les exigences des plantes (c.-à-d. conditions de saturation en éléments nutritifs) (Harrison et al. 1983). Cette période, coïncide avec la saison de croissance maximale des algues, et les baies isolées et les bras de mer sont particulièrement vulnérables aux effets éventuels d'un enrichissement anthropique en éléments nutritifs. La contribution des IMTEU, qui rejettent leurs effluents directement dans le bassin, et des charges du Fraser aux apports d'azote dans le bassin de Géorgie est estimée à 115 à 130 tonnes d'azote total par jour (Harrison et al. 1994; tableau 4.4). Bien que les concentrations de phosphore soient très faibles en été, le phosphore est rapidement régénéré et ne constitue donc pas un facteur limitant (Harrison et al. 1983). Les apports terrestres dans le bassin de Géorgie sont faibles en comparaison des apports recyclés naturellement par la circulation générale de l'eau à l'échelle de l'estuaire. Les sources anthropiques d'éléments nutritifs ne semblent pas une cause d'eutrophisation à l'échelle de tout l'estuaire.

Bien que les apports naturels d'azote dans le bassin de Géorgie soient largement supérieurs aux apports anthropiques, une eutrophisation associée à des activités aquacoles a été observée dans de petites baies isolées et de petits bras de mer où l'eau se mélange peu. Ainsi, de faibles hausses de l'abondance du phytoplancton et des épisodes sporadiques d'épuisement de l'oxygène ont été observés dans les eaux profondes de la baie Howe, dans le détroit de Géorgie. Le phénomène a été attribué à l'enrichissement en éléments nutritifs provoqué par le rejet d'effluents de fabriques de pâtes et papiers et de résidus miniers (Harrison et al. 1994). Par ailleurs, on ignore pour l'instant si la forte abondance du phytoplancton à l'extrémité sud du bras Sechart est due à la faible profondeur des eaux qui favorise un mélange accru ou

Le bassin de Géorgie conclus

Tableau 4.4. Estimations des apports d'azote dans le bassin de Géorgie. Adapté de Harrison et al. 1994.

| Source | Apport d'azote total estimé (tonnes d'azote/j) | |
|--|---|-----------------|
| | Valeur la plus probable | Valeur maximale |
| <u>Apports</u> | | |
| Eaux d'égout | | |
| Grand Victoria, C.-B. | 3,3-3,5 | 5-6 |
| Grand Vancouver, C.-B. | 20-22 | |
| Seattle, Washington | 15-16 | |
| Apports totaux – eaux d'égout (Victoria, Vancouver, Seattle et autres municipalités) | 65-70 | 100 |
| Fraser (à l'exclusion des eaux d'égout) | 50-60 | |
| Total: eaux d'égout + Fraser river | 115-130 | 150-160 |
| Aquiculture | 6 | |
| Afflux d'eaux océaniques profondes | 2 500-2 800 | |
| <u>Exportation</u> | | |
| Exportation vers l'océan par les eaux de surface | 2 000-2 100 | |

sielle reflète une faible eutrophisation causée par les exploitations salmonicoles établies dans le secteur (Harrison et al. 1994).

Au cours des dernières années, des voix se sont élevées pour protester contre le rejet d'eaux d'égout ayant fait l'objet seulement d'un traitement primaire (filtration des effluents à travers des mailles de 6 mm) par la ville de Victoria et, dans une moindre mesure, par Vancouver. En 1993, les émissaires d'évacuation de la ville de Victoria situés à la pointe Clover et à la pointe Macaulay (respectivement 1 154 m et 1 800 m des rives) rejetaient conjointement près de 98 000 m³ d'eaux d'égout par jour, soit une charge de 3,3 à 3,5 tonnes d'azote total par jour (tableau 4.4; Taylor et al. 1995). L'apport naturel d'azote total associé à l'afflux d'eaux océaniques profondes dans le détroit Juan de Fuca, près de Victoria (2 500 à 2 800 tonnes d'azote par jour), est cependant au moins 400 fois plus élevé que cet apport anthropique (tableau 4.4; Harrison et al. 1994). En conséquence, les rejets des émissaires des pointes Clover et Macaulay ont peu d'effet sur les concentrations d'azote dans l'eau et sur l'abondance du phytoplancton et donc, en définitive, sur la qualité des eaux de surface (Taylor et al. 1995). Il semble toutefois que les effluents aient des effets indésirables sur les communautés d'invertébrés benthiques établies à proximité des émissaires, en particulier en raison des contaminants qu'ils renferment (EVS Consultants 1992; Taylor et al. 1995). De la même façon, on estimait en 1992 à quelque 21,5 tonnes d'azote par jour l'apport associé au rejet d'eaux usées par Vancouver (tableau 4.4; Harrison et al. 1994). Si l'on tient compte de la diffusion naturelle exercée par les eaux océaniques profondes à l'intérieur du bassin de Géorgie, l'apport naturel d'azote est environ 100 fois plus élevé que la charge véhiculée par les eaux d'égout de la ville de Vancouver (tableau 4.4; Harrison et al. 1994). La situation s'est améliorée au niveau du banc Sturgeon après le prolongement en 1988 de l'émissaire d'évacuation de la station de traitement des eaux usées de l'île Iona jusqu'à 4 km dans le détroit de Géorgie. Depuis, la dominance au sein de la communauté d'algues est passée des algues bleues et des algues vertes aux diatomées. La densité des invertébrés benthiques a également augmenté, tout comme les concentrations d'oxygène dans les couches d'eau sus-jacentes (Environnement Canada 1998a). En 1998, Vancouver a modernisé pour le traitement secondaire ses installations de traitement des eaux usées d'Annacis et de l'île Lulu afin de réduire le plus possible les effets de ses rejets dans le Fraser et la portion du bassin de Géorgie se trouvant à proximité de la ville.

À l'heure actuelle, l'eutrophisation ne semble pas constituer un problème généralisé à l'échelle du bassin de Géorgie. La situation devrait demeurer stable à moins que la charge anthropique d'éléments nutritifs augmente de manière substantielle et que la régulation des niveaux d'eau du Fraser réduise le débit du fleuve au point d'entraver la circulation de l'eau dans l'estuaire. Toute dégradation des conditions hydrodynamiques naturelles contribuant au renouvellement quotidien de l'eau dans le bassin pourrait conduire à l'eutrophisation du bassin, l'élimination des apports anthropiques d'éléments nutritifs étant alors entravée.

prolifération demeurent nébuleux. On sait toutefois que les proliférations surviennent habituellement après des épisodes de précipitations, de ruissellement ou d'irradiation solaire intenses (Smayda 1997). Des expériences réalisées en laboratoire avec la diatomée *Nitzschia pungens* ont montré que la production d'acide domoïque, la toxine responsable de l'intoxication amnésique par ingestion de moules, est maximale lorsque les concentrations d'éléments nutritifs (autres que l'azote) sont limitées (Taylor et al. 1994). Selon une autre théorie invoquée plus récemment en guise d'explication, ces proliférations seraient déclenchées par des changements dans les rapports silice:phosphore et silice:azote consécutifs à une augmentation du ruissellement d'eau douce en provenance des terres (Paerl 1997).

La modification de la composition taxinomique de la communauté végétale a également des répercussions sur la communauté de brouteurs. Les plantes vasculaires marines à croissance lente se décomposent lentement, et les pertes infligées par les brouteurs sont modérées. En comparaison, le transfert de la production du phytoplancton aux organismes hétérotrophes s'effectue beaucoup plus rapidement, sous l'influence soit d'une intensification du broutage, soit de la décomposition (Duarte 1995). La disparition des plantes vasculaires marines dans les zones côtières prive également d'habitat de nombreuses espèces de poissons et d'organismes benthiques qui sont d'importants brouteurs de phytoplancton. En outre, la présence de conditions anoxiques et hypoxiques devient plus fréquente dans un grand nombre d'estuaires et de mers côtières. La présence en eaux profondes de conditions anoxiques réduit la survie des œufs des poissons et réduit la superficie de l'habitat convenant à la reproduction (Kerr et Ryder 1992). Cette perte d'habitat marque à son tour la transition d'une communauté dominée par de grandes espèces de poissons benthiques à une communauté composée essentiellement d'espèces pélagiques de plus petite taille (Kerr et Ryder 1992).

Au cours des 20 dernières années, l'eutrophisation des eaux côtières, du fait de ses origines et de son ampleur, s'est imposée de plus en plus comme un problème d'envergure planétaire (Howarth 1988; Vollenweider 1992; NRC 1993a; Programme des Nations Unies pour l'environnement 1995; Paerl 1997). Les activités humaines ont provoqué une intensification marquée de l'enrichissement en azote des eaux côtières. L'apport d'azote provenant du Saint-Laurent a fait augmenter de 25% les charges d'azote dans les eaux côtières (Howarth et al. 1996). À l'échelle planétaire, on estime à environ 40% la contribution des retombées atmosphériques à l'apport annuel total de nouvel azote dans les eaux côtières. Par comparaison, la contribution des rejets riverains est estimée à 30%, celle de l'eau souterraine, à 10%, et celle de la fixation biologique de l'azote, à 20% (Paerl et Whitall 1999). À l'échelle de l'ensemble du littoral de l'Atlantique Nord, les sources diffuses d'azote sont environ neuf fois plus importantes que les apports provenant des installations de traitement des eaux usées (Howarth et al. 1996). Les charges de phosphore ont également augmenté dans les eaux côtières, et si les sources diffuses sont une source importante de phosphore, les sources ponctuelles peuvent être élevées dans de nombreux environnements (Caraco 1995; Carpenter et al. 1998). À une échelle plus restreinte, le rôle de l'expansion de l'industrie aquacole dans l'accélération du processus d'eutrophisation constitue une source de préoccupation. Selon les données disponibles, il semble que des effets puissent se manifester localement immédiatement sous les cages d'élevage (voir l'étude de cas consacrée à l'aquaculture marine).

Le port d'Halifax, en Nouvelle-Écosse: 200 ans de pollution

Le port d'Halifax, long et étroit estuaire au pourtour irrégulier, est bordé de part et d'autre par la municipalité régionale d'Halifax, entité qui regroupe les anciennes villes d'Halifax et de Dartmouth, ainsi que la ville de Bedford et la municipalité de comté d'Halifax (figure 4.9). En 1996, environ 343 000 personnes vivaient dans la région (Halifax Regional Municipality 1998).

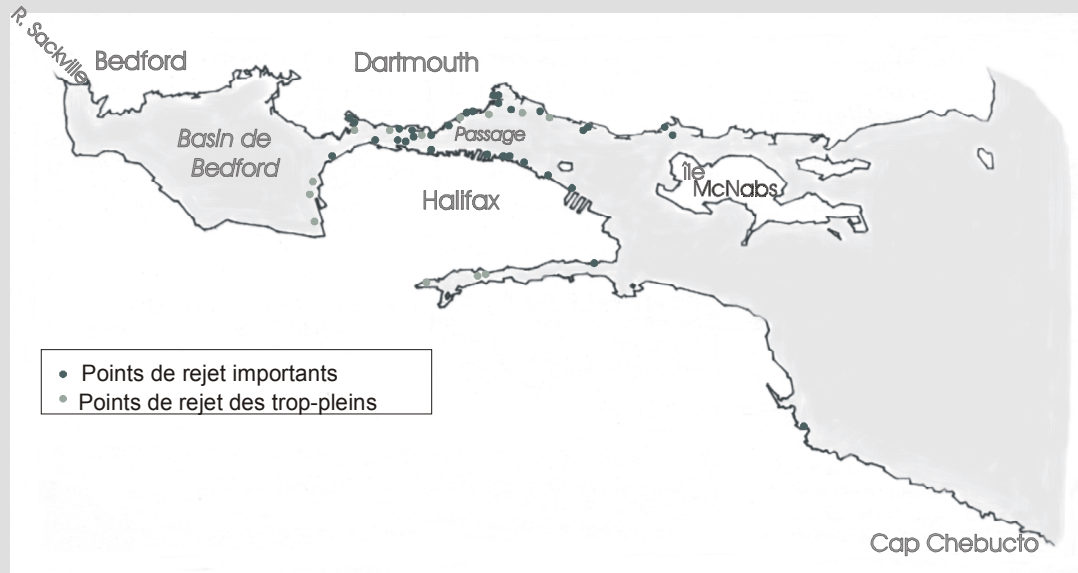


Figure 4.9. Port d'Halifax et emplacement des principaux émissaires d'évacuation des eaux d'égout et des trop-pleins. Adapté de FP-EARP 1993.

Les mouvements de l'eau dans le port d'Halifax sont typiques de ceux qu'on observe dans les systèmes estuariens où l'eau douce se mélange avec la couche superficielle d'eau salée pour déterminer un régime de circulation à deux niveaux (FP-EARP 1993). Dans le cas qui nous intéresse, l'eau douce provient principalement de la rivière Sackville. La couche d'eau superficielle (environ 10 m d'épaisseur), moins salée, se déplace vers la plate-forme Scotian à une vitesse pouvant atteindre 2.6 cm/s (Petrie et Yeats 1990). Dans l'avant-port, la couche d'eau profonde, plus salée, s'écoule en direction du bassin de Bedford à la vitesse de 1 à 3 cm/s (Petrie et Yeats 1990). Les courants horizontaux les plus forts sont enregistrés dans le passage et le secteur de l'île McNabs, tandis que le mélange vertical le plus intense entre les deux couches s'observe dans le passage et la portion métropolitaine du port (Petrie et Yeats 1990). Dans le port, de nombreux facteurs influent sur le degré de mélange des deux couches d'eau, en particulier les marées, les vents, les changements de pression atmosphérique et les variations du volume des apports d'eau douce et de la vitesse à laquelle s'effectue le mélange vertical (FP-EARP 1993). Un seuil dans le passage empêche l'échange d'eau dans la partie profonde (70 m) du bassin de Bedford. Les concentrations d'éléments nutritifs sont en conséquence plus élevées dans ce secteur, et les eaux profondes du bassin peuvent devenir anoxiques au cours des années marquées par une forte stratification estivale (FP-EARP 1993).

Les premiers colons européens se sont établis il y a environ 250 ans dans la région qui entoure aujourd'hui le port d'Halifax. Depuis, la population et les industries de la région rejettent leurs eaux usées et effluents directement dans le port, sans aucun traitement préalable. Ces rejets massifs ont entraîné une accumulation de matière organique et de métaux dans les sédiments. À l'heure actuelle, les rejets d'eau d'égout se poursuivent à raison de 2.1 m³/s via 20 à 30 émissaires d'évacuation dispersés autour du port, produisant une charge quotidienne de 0,17 tonne de NO₃-N et de 1,6 tonne de phosphore total (tableau 4.5). En comparaison des charges observées dans la rivière Sackville, la charge de NO₃-N dans le port est légèrement plus élevée, mais la charge de phosphore est largement supérieure. Dans le cas du NO₃-N, l'apport conjoint de ces deux sources (rejet d'eaux d'égout et rivière Sackville) est inférieur à la contribution des eaux océaniques profondes. En revanche, dans le cas du phosphore, la charge des eaux d'égout de la ville d'Halifax est comparable à l'apport océanique (tableau 4.5). Selon Petrie et Yeats (1990), les eaux d'égout contribuent peu au bilan NO₃-N, mais elles ont un impact significatif sur le bilan de phosphore.

Le port d'Halifax conclus

Tableau 4.5. Apports estimés d'azote et de phosphore dans le port d'Halifax. Les variations des afflux d'eaux océaniques reflètent les différences de concentrations d'éléments nutritifs durant les périodes de débit fort et faible. L'exportation dans les eaux de surface a été calculée pour les périodes de faible débit seulement.

| Source | Apport estimé de nitrate (tonne N/j) | Apport estimé de phosphore total (tonne P/j) |
|---|--------------------------------------|--|
| <u>Apports</u> | | |
| Eaux d'égout ¹ | 0,17 | 1,6 |
| Apports totaux de la rivière ² | 0,04 | 0,001 |
| Apport océanique ¹ | 0,53 - 10 | 0,56 – 2,2 |
| <u>Exportation</u> | | |
| Exportation dans les eaux de surface | 0,78 | 0,81 |

1 Données de Petrie et Yeats (1990).

2 Données inédites de J. Dalziel, Institut océanographique de Bedford.

Le port d'Halifax n'est pas un écosystème vierge. Recevant depuis deux siècles les déchets de la population et des industries de la région, l'environnement est contaminé. La complexité du système y complique toutefois l'évaluation des effets de l'ajout d'éléments nutritifs (DFO/DEMR/DOE 1989). Les signes d'eutrophisation sont cependant manifestes: des incidents de mortalité massive de poissons résultant probablement de l'anoxie provoquée par la décomposition de la matière organique se produisent périodiquement à la fin de l'été dans le bassin de Bedford. Toutefois, le dernier incident de mortalité massive dans le port (août 1993) a été attribué à une prolifération de dinoflagellés, classe d'algues qui n'est habituellement pas partie de la succession phytoplanctonique dans les eaux portuaires. Le développement de cette prolifération estivale inusitée pourrait avoir été stimulé par l'enrichissement en éléments nutritifs qui a été enregistré au terme d'un épisode prolongé de temps calme survenu vers la fin d'une période de sécheresse (P. Strain, Pêches et Océans Canada, comm. pers.). Bien que ces incidents semblent témoigner de la présence de quantités excessives d'éléments nutritifs dans le bassin, ils peuvent également résulter de fluctuations naturelles des afflux d'éléments nutritifs associés aux marées. Toutefois, tout indique que le rejet de déchets dans le port est en partie responsable de l'ampleur, du déclenchement et de la nature des incidents de mortalité massive de poissons (P. Strain, Pêches et Océans Canada, comm. pers.).

À l'heure actuelle, la municipalité régionale d'Halifax s'apprête à interdire le rejet d'eaux usées non traitées dans le port d'Halifax. Un projet visant à construire un réseau de collecte des eaux usées et à le relier à une station de traitement primaire dont les effluents traités seraient ensuite rejetés par un diffuseur situé à l'ouest de l'île McNabs a été abandonné en raison de son coût prohibitif (FP-EARP 1993; P. Strain, Pêches et Océans Canada, comm. pers.). On craint cependant qu'une réduction des charges d'éléments nutritifs dans le port provoque une baisse des teneurs en matière organique des sédiments et élimine du même coup l'environnement fortement réducteur qui contribue présentement à prévenir la remobilisation des métaux lourds (DFO/DEMR/DOE 1989).

Martha Guy
Environnement Canada

4.6. Eau souterraine

La contamination par le nitrate de l'eau souterraine résulte habituellement de l'épandage de quantités excessives d'engrais ou de fumier sur les terres cultivées, du rejet de déchets domestiques à partir des fosses septiques et de la perte d'azote organique du sol occasionnée par l'enfouissement des résidus de végétation des vieux prés et des résidus des cultures légumières et autres. Toutefois, la sous-fertilisation des cultures peut également accroître les pertes d'azote par lessivage. Ces pertes peuvent

être aussi importantes que celles engendrées par la surfertilisation des cultures, la réduction de la croissance de plantes laissant une quantité d'eau appréciable dans le sol. Cet excédent d'eau stimule l'activité microbienne et, de là, accroît le taux de minéralisation nette de l'azote (Campbell et al. 1993). Le nitrate est très mobile dans le sol (Bohn et al. 1985) et migre facilement dans l'eau souterraine s'il n'est pas assimilé par les plantes. Une fois que l'azote a atteint l'eau souterraine, sa réduction par les bactéries en oxyde nitreux ou en azote gazeux est le principal mécanisme qui intervient dans son élimination. Les bactéries dénitrifiantes abondent dans de nombreux environnements subsuperficiels (Korom 1992). Ces bactéries ont besoin de conditions anaérobies et de donneurs d'électrons appropriés (p. ex. carbone organique ou fer ou soufre réduit) pour exprimer leur potentiel dénitrifiant. Toutefois, comme la quantité de carbone organique naturel dans les sédiments subsuperficiels est souvent très faible (Mackay 1990), les nitrates peuvent persister dans l'eau souterraine, la source d'énergie nécessaire pour la dénitrification faisant défaut. En comparaison du nitrate, l'ammonium est adsorbé dans les matières argileuses et n'est pas lessivé facilement; il peut cependant être oxydé en nitrate par les bactéries et est facilement mobilisé dans les environnements aérobies. Les concentrations d'ammonium sont habituellement très faibles dans les sols. Le mouvement du phosphore dans l'eau souterraine est retardé par l'adsorption par le sol et la précipitation des minéraux dans la zone non saturée (Wilhelm et al. 1994a; Harman et al. 1996).

La contamination des aquifères par les nitrates provenant des engrais azotés ou de l'épandage de fumier se produit surtout dans les régions humides ou irriguées où les aquifères sont peu profonds et recouverts d'une couche de sol sablonneux (Henry et Meneley 1993). Le risque de contamination dépend de l'ampleur de l'apport d'azote à la surface du sol et du degré de vulnérabilité de l'aquifère considéré au lessivage et à l'accumulation de nitrate. Dans les sols perméables recouvrant des aquifères sablonneux ou graveleux non confinés, le lessivage du nitrate se produit habituellement lorsque les concentrations d'eau excèdent la capacité de rétention d'eau des sols. Aravena et al. (1993) ont noté qu'une concentration moyenne de 160 mg de nitrate/L est typique des aquifères non confinés recouverts par des sols intensivement fertilisés dans le sud de l'Ontario. Toutefois, dans les sols argileux et les loams argileux qui se drainent lentement après une précipitation importante ou une application par irrigation, la dénitrification peut réduire une bonne partie du nitrate dans le sol et empêcher sa migration par lessivage vers l'eau souterraine. Ainsi, des épandages expérimentaux de fumier à des doses pouvant atteindre 120 tonnes/ha/an effectués à l'aide de pratiques d'aridoculture dans le centre de l'Alberta sur des sols loameux ou des loams argileux ont révélé que même si le nitrate s'était accumulé et infiltré dans le sol, sa présence dans l'eau souterraine demeurait indétectable dans l'eau souterraine à des profondeurs de 2,5 m même après plusieurs années de suivi (Chang et Entz 1996; Olson et al. 1997a). Selon Olson et al. (1997a), l'épandage soutenu de grandes quantités de fumier durant toute l'année peut causer une accumulation de nitrate dans le sol et favoriser l'infiltration par lessivage du surplus de nitrate dans les couches plus profondes du sol jusqu'à la nappe phréatique. Dans des cultures sous irrigation, Chang et Entz (1996) ont constaté à la suite d'épandages de fumier effectués à raison de 60 tonnes/ha/an que le nitrate s'infiltrait par lessivage jusqu'à l'eau souterraine. Aucun régime cultural ni aucune méthode de travail du sol (aucun travail du sol, par opposition à une méthode de travail classique) n'a semblé favoriser l'accumulation du surplus d'azote dans le sol ou son lessivage éventuel (Sommerfeldt et Chang 1985; Olson et al. 1997b). En Alberta, une autre étude portant cette fois sur les parcs d'engraissement a montré que même si les concentrations d'azote et de phosphore étaient plus élevées dans le sol, à proximité des parcs, les éléments nutritifs ne semblaient pas migrer en profondeur dans le sol, sauf sous un parc d'engraissement situé dans une légère dépression (Sommerfeldt et al. 1973). En

Les fosses septiques à usage domestique à Cambridge, en Ontario

Une étude approfondie du panache de contaminants s'échappant d'une fosse septique unifamiliale près de Cambridge (Ontario) a été entreprise en 1987 par des chercheurs de l'University of Waterloo. Un compte rendu de la contamination causée par les éléments nutritifs (nitrate et phosphate) a été présenté dans de nombreux articles (p. ex. Robertson et al. 1991; Robertson et Cherry 1992; Cherry et Rapaport 1994; Shutter et al. 1994; Wilhelm et al. 1994a; Robertson 1995). Le site d'étude se trouve dans une plaine sableuse où une couche de sable fin à grossier de 4 à 8 m d'épaisseur recouvre un till limoneux peu perméable. Les eaux usées domestiques sont rejetées dans une citerne et un champ d'épuration qui s'étend à une profondeur de 0,6 m près de la base de la zone de sols. La nappe phréatique se trouve à 2 à 2,5 m sous la surface du sol.

Les teneurs en azote de l'effluent à sa sortie de la fosse septique s'élèvent en moyenne à 32 mg d'ammonium/L et à 1,3 mg de nitrate/L (Wilhelm et al. 1994a). Ces valeurs sont considérées comme typiques des concentrations normalement observées dans les eaux usées. L'ammonium contenu dans l'effluent est complètement oxydé en nitrate dans la couche de sable non saturée et riche en oxygène comprise entre le champ d'épuration et la nappe phréatique sous-jacente. Comme les conditions favorisant l'élimination du nitrate par dénitrification (c.-à-d. environnement anaérobie, source de carbone) font défaut dans la zone saturée, le panache de nitrate persiste dans l'eau souterraine et est très mobile. En outre, la dilution et la dispersion du nitrate dans le panache sont inhibées par une concentration ambiante d'environ 28 mg d'azote/L dans l'eau souterraine. Cet azote provient des engrais appliqués sur les terres agricoles sus-jacentes. En comparaison de l'apport d'azote provenant des engrais agricoles appliqués autour de Cambridge, la contribution de cette fosse septique à l'augmentation de la charge de nitrate dans l'eau souterraine est relativement faible (Wilhelm et al. 1994a).

Dans 19 échantillons d'effluent prélevés entre 1984 et 1987, les concentrations de phosphate variaient entre 1,4 et 14,2 mg/L, pour une moyenne à 6,3 mg/L (Robertson 1995). Ces valeurs sont également considérées comme représentatives des concentrations normalement observées dans les eaux usées domestiques. Environ 25% du phosphate est atténué dans la zone non saturée. L'atténuation dans cette zone semble dépendre de la solubilité du minéral phosphaté, qui s'établit assez rapidement une fois que l'effluent l'atteint. Une étroite surveillance dans la zone saturée a révélé l'existence d'un panache de phosphate en pleine expansion. La migration du phosphate semble régie par des processus de sorption. Ces processus retardent la migration du phosphate, mais en réduisent très peu les concentrations. La migration du phosphate s'effectue à la vitesse d'environ 1 m/an (Robertson 1995).

La fosse septique à l'étude fonctionne conformément aux spécifications de conception. La vitesse moyenne d'écoulement de l'eau souterraine au voisinage du champ d'épuration a été estimée à 24 à 40 m par an. Un panache de plus de 130 m de longueur et d'environ 10 m de largeur s'étend à partir de la fosse septique. Le brusque gradient de concentration observé en périphérie du panache signifie que le mélange et, par conséquent, la dilution du panache par l'eau souterraine est faible. Les puits peu profonds à usage domestique qui se trouvent dans la trajectoire du panache risquent d'être contaminés, même ceux qui se trouvent à bonne distance en aval de la source (Shutter et al. 1994).

Gary Grove
Environnement Canada

Colombie-Britannique, d'autres chercheurs ont attribué l'absence d'augmentation de la concentration de nitrate dans le sol sous une fosse à fumier à la présence dans le sol de concentrations d'ammoniac libre toxiques pour les bactéries nitrifiantes (Zebarth et al. 1999). Les concentrations de phosphore extractible dans le sol étaient également plus élevées sous la fosse à fumier. Toutefois, ces chercheurs n'ont pas installé d'instruments afin de vérifier la présence d'un lessivage éventuel de l'ammonium et du phosphore jusqu'à la nappe d'eau souterraine sous-jacente.

En volume, les fosses septiques sont la principale source d'effluents contaminant l'eau souterraine en Amérique du Nord (Cherry et Rapaport 1994). Bien qu'il n'existe aucune base nationale de données

sur les fosses septiques au Canada, on estime qu'environ 25% des Canadiens utilisent ce type de système. Dans certaines régions, leur densité a tellement augmenté que la contamination de l'eau souterraine par les fosses septiques est devenue un problème environnemental (Harman et al. 1996). Les concentrations de nitrate au niveau phréatique sous le champ d'épuration des fosses septiques oscillent généralement entre 20 et 70 mg de nitrate/L (Wilhelm et al. 1994b). Les fosses septiques réduisent les fortes concentrations de nitrate par dilution et dispersion. Dans les aquifères sablonneux ou graveleux et le substratum rocheux fracturé, la dispersion est faible, si bien que les concentrations de nitrate demeurent élevées sur des distances considérables (jusqu'à plusieurs centaines de mètres) à partir du champ d'épuration. L'étude de cas consacrée à une fosse septique à Cambridge (Ontario) fournit des renseignements sur la charge d'éléments nutritifs associée à une fosse septique à usage domestique.

Une proportion importante du nitrate susceptible de s'infiltrer jusqu'aux nappes d'eau souterraine provient de l'azote qui est libéré par la matière organique dans le sol. La matière organique dans le sol constitue la principale source d'azote dans les systèmes édaphiques. Un sol dont la teneur en matière organique s'élève à 5% contient environ 5 600 kg d'azote/ha jusqu'à une profondeur de 15 cm (Henry et Meneley 1993). Sauf dans les prairies soumises à un aménagement intensif (en particulier les prairies utilisées comme pâturages), l'azote circule très peu sous la rhizosphère des peuplements de graminées vivaces. Toutefois, lorsque ces prairies à graminées sont labourées et remplacées par des cultures annuelles, le lessivage peut entraîner la perte de grandes quantités de nitrate. Dans les jachères dénudées, les pertes de nitrate sous la rhizosphère peuvent s'accroître de manière significative, alourdissant d'autant les charges de nitrate dans les nappes d'eau souterraine (Henry et Meneley 1993). Le lessivage, en particulier de nitrate, peut également se produire en présence de pratiques d'aridoculture relativement peu intenses prévoyant la mise en jachère des terres. En général, dans les terres soumises à de telles pratiques, la migration de l'eau et du nitrate sous la rhizosphère survient au début du printemps, alors que l'évaporation est faible (Stewart 1970). Dans les prairies canadiennes, l'ampleur du déficit hydrique a conduit les exploitants agricoles à recourir couramment à la mise en jachère pour préserver les réserves d'eau dans le sol. Dans le sud de la Saskatchewan, d'importantes quantités de nitrate peuvent être lessivées du sol durant les années de jachère, en particulier si les précipitations sont abondantes. Par exemple, Campbell et al. (1984) ont estimé à au moins 123 kg/ha la quantité de nitrate lessivée jusqu'à plus de 240 cm de profondeur au cours d'une année où l'abondance normale à long terme des précipitations avait été dépassée de 23%.

Les interactions entre l'eau souterraine et l'eau de surface n'ont pas été étudiées de façon approfondie au Canada. En conséquence, on connaît imparfaitement les effets éventuels du rejet d'eau souterraine contaminée. Toutefois, le rejet d'eau souterraine riche en azote dans les eaux côtières et certaines eaux intérieures et d'eau souterraine riche en phosphore dans les eaux intérieures peut avoir des effets eutrophisants. Dans le cadre d'une étude du panache d'une fosse septique qui avait commencé à s'écouler dans un cours d'eau avoisinant, Robertson et al. (1991) ont noté une atténuation presque totale du nitrate dans les deux derniers mètres précédant le point de rejet du panache dans le cours d'eau. Le phénomène a été attribué à la dénitrification qui se produisait dans les sédiments des rives riches en matière organique du cours d'eau. Dans le parc national de la Pointe-Pelée, des chercheurs se sont employés à évaluer dans quelle mesure plusieurs panaches s'étendant à partir de fosses septiques dans une barre de sable pouvaient interagir avec les eaux du lac Érié et d'un grand marais côtier situé derrière la barre de sable (Crowe et al. 1998). Des

concentrations faibles mais mesurables d'ammonium et de phosphate ont été détectées dans l'eau souterraine à la périphérie du marais (Ptacek 1998; Ptacek et al. 1998). Toutefois, des études approfondies des niveaux d'eau et la composition isotopique stable de l'eau souterraine ont montré que les mouvements latéraux de l'eau souterraine sont limités dans certains sites et que des inversions faibles à prononcées du sens de l'écoulement de l'eau souterraine se produisent de façon saisonnière dans certains autres sites (Crowe et al. 1998, Huddart et al. 1999). En conséquence, la contribution des éléments nutritifs présents dans l'effluent de la fosse septique à l'eutrophisation du marais n'est ni parfaitement établie, ni nécessairement importante. En Alberta, on estime que le phosphore provenant des fosses septiques représente entre 4 et 6% du bilan de phosphore total de plusieurs lacs (Sosiak et Trew 1996; Mitchell 1999). Toutefois, dans un cas extrême, à savoir le lac Jackfish, près d'Edmonton, cet apport peut représenter jusqu'à 67% de la charge de phosphore total qui atteint le lac. Ce lac, situé dans un petit bassin hydrographique, est entouré de nombreux chalets et présente une faible charge interne.

4.7. Aperçu du problème posé par l'enrichissement dans les écozones canadiennes

Pour évaluer l'étendue du territoire touché par l'eutrophisation au Canada, des chercheurs ont compilé des données sur la qualité de l'eau des lacs, des tronçons de cours d'eau et des zones côtières. Un examen des rapports et articles consacrés au sujet et la consultation de responsables de la gestion de la qualité de l'eau ont révélé que divers facteurs comme la variation régionale de la qualité naturelle de l'eau, les types de sol, les conditions climatiques, l'utilisation des terres et les effets des activités humaines engendraient des perceptions fort différentes des effets de l'enrichissement en éléments nutritifs sur la qualité de l'eau. Par exemple, même les experts invités à fournir une définition de la notion d'eutrophie (appliquée aux lacs) dans le cadre d'un atelier de l'OCDE, en 1974, ont livré des points de vue fort différents sur la question, avec des concentrations de phosphore et d'azote variant respectivement de 38 à 189 mg/m³ (moyenne = 84,4 mg/m³) et de 861 à 4 081 mg/m³ (moyenne = 1 875 mg/m³; Janus et Vollenweider 1981). La plupart des provinces et des territoires ont des normes pour les concentrations de phosphore et d'algues qui leur permettent d'évaluer le degré d'eutrophisation de leurs eaux intérieures. Toutefois, aucune norme n'a encore été établie pour l'azote à l'échelle provinciale ou nationale en vue de restreindre la prolifération des plantes aquatiques dans les baies et estuaires côtiers. En conséquence, nous avons fondé notre évaluation de l'altération de la qualité de l'eau induite par l'enrichissement en éléments nutritifs sur la situation trophique décrite par le ou les chercheurs concernés.

Le territoire de la Colombie-Britannique recoupe en partie cinq écozones: Maritime du Pacifique, Cordillère montagnarde, Cordillère boréale, Taïga des plaines et Plaines boréales. Pour ce qui de la teneur en éléments nutritifs, la qualité des eaux de surface tant douces que salées y est dans l'ensemble excellente. Toutefois, le bassin du Fraser, qui couvre presque le quart de la province et qui chevauche l'extrémité ouest de la Cordillère montagnarde et l'extrémité est de l'écozone Maritime du Pacifique, présente des signes d'enrichissement en éléments nutritifs dans sa portion inférieure (figure 4.10). Dans ce secteur, les effets conjugués du lessivage des terres cultivées et du rejet d'effluents municipaux dans le Fraser et ses tributaires (p. ex. la rivière Sumas) engendrent des problèmes d'enrichissement. Il a été estimé que 90% des rejets d'effluents municipaux dans la province se produisent dans le bassin du bas Fraser (Gouvernement du Canada 1996). Les eaux côtières de la province semblent peu touchées par l'enrichissement à cause du taux élevé de renouvellement de l'eau par les eaux océaniques riches en éléments nutritifs (voir l'étude de cas

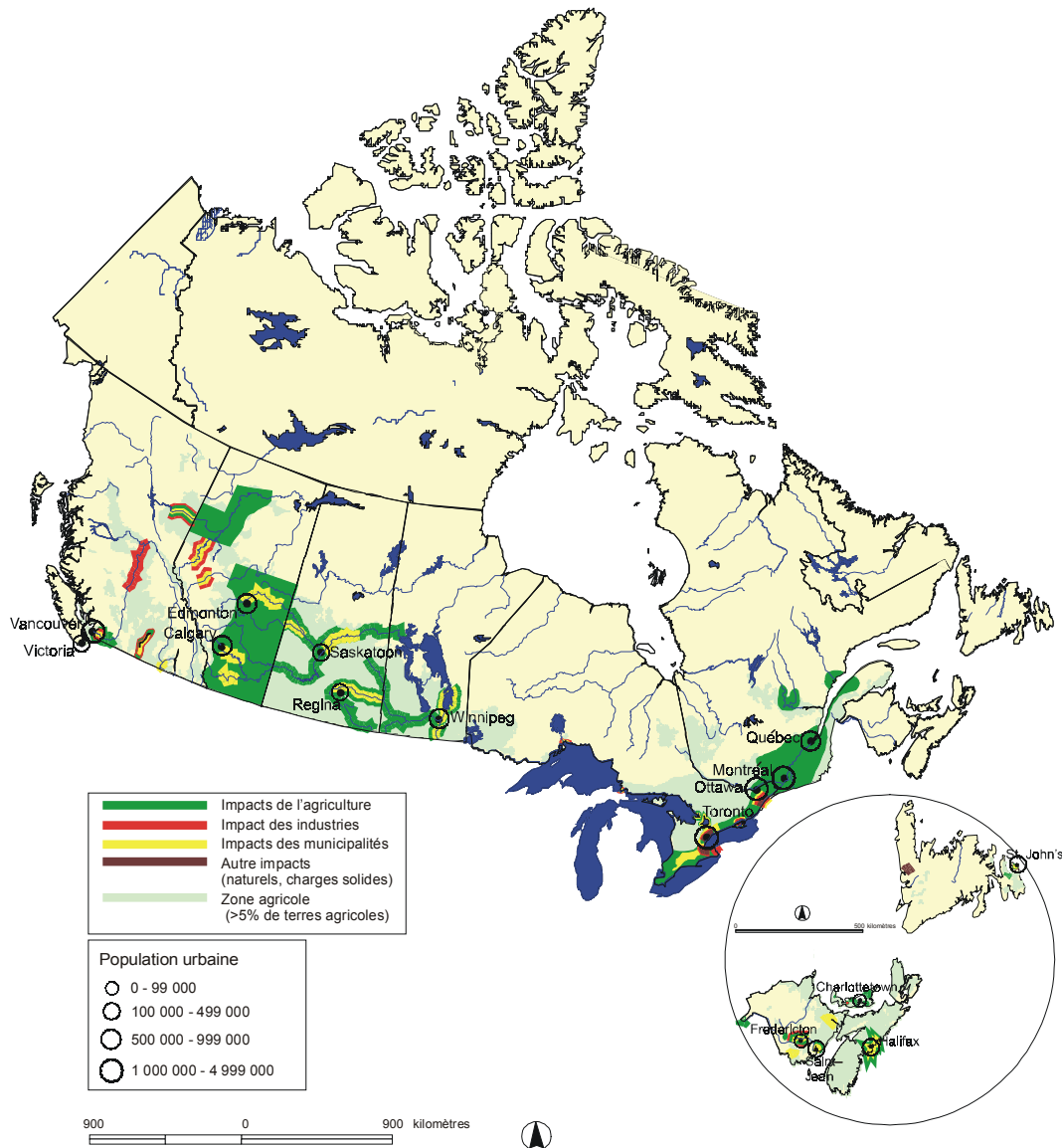


Figure 4.10. Endroits au Canada où des signes d'enrichissement en éléments nutritifs ont été observés en 1998. Les données reflètent à la fois l'importance de l'enrichissement et l'ampleur des mesures de surveillance mises en place pour détecter les signes d'enrichissement.

Sources des données:

| | |
|-------------|---|
| C.-B. | Gouvernement du Canada 1996; BCELP 1999; Harrison et al. 1994; French et Chambers 1995. |
| Alb. | ECAEDA 1998; Environnement Canada 1998c. |
| Sask. | Environnement Canada 1998c. |
| Man. | Environnement Canada 1998c |
| Ont. | D. Boyd, min. de l'Environnement de l'Ontario, comm. pers. A. Gemza, min. de l'Environnement de l'Ontario, comm. pers. |
| Grands Lacs | Environnement Canada 1999c; Gouvernement du Canada 1996 |
| Qc | Gouvernement du Canada 1996; Painchaud 1997 |
| N.-B. | Jerry Choate, min. de l'Environnement du N.-B., comm. pers. |
| N.-É. | Darrell Taylor, min. de l'Environnement de la N.-É., comm. pers.; Strain 1998 |
| Î.-P.-É. | Bruce Raymond, min. des Technologies et de l'Environnement de l'Î.-P.-É., comm. pers. |
| T.-N. | Gerry Collins, min. de l'Environnement et du Travail de T.-N., comm. pers. |

consacrée au bassin de Géorgie). Seules les baies où l'eau se mélange peu présentent des signes d'eutrophisation comme une réduction des concentrations d'oxygène et une augmentation de la biomasse des algues.

Dans l'écozone des Prairies du sud de l'Alberta, de la Saskatchewan et du Manitoba, la plupart des grands cours d'eau prennent naissance dans les Rocheuses et s'écoulent vers l'est en direction de la baie d'Hudson. Dans leur progression vers l'est, ces cours d'eau sont l'objet de diverses utilisations critiques comme la production d'électricité, l'approvisionnement en eau et les activités de loisirs. Leur débit est régularisé. De façon générale, la qualité de l'eau des grands cours d'eau alimentés par les ruisseaux de montagne est bonne, sauf en aval des grandes villes et dans les régions où l'agriculture se pratique de façon intensive (p. ex., rivière Old Man, Alberta; figure 4.10) (Gouvernement du Canada 1996). En comparaison, les cours d'eau qui prennent naissance dans les Prairies (p. ex., rivière Souris) sont habituellement eutrophes en raison de l'importance des apports d'origine tant naturelle qu'agricole. Les lacs se trouvant dans l'écozone des Prairies sont habituellement de petite taille, peu profonds et, dans le cas des plus petits plans d'eau, éphémères. Les concentrations naturelles d'azote et de phosphore y sont généralement élevées, et les activités agricoles intensives qui se déroulent dans de nombreux bassins hydrographiques ont fait grimper davantage les concentrations d'éléments nutritifs. Récemment, un important programme d'évaluation de la qualité de l'eau et de recherche entrepris conjointement par les gouvernements de l'Alberta et du Canada a montré qu'en Alberta, les concentrations d'azote et de phosphore dépassent souvent les normes provinciales provisoires en matière de qualité de l'eau établies pour la protection de la vie aquatique dans les cours d'eau traversant des régions soumises à une exploitation agricole modérée à intense (ECAEDA 1998). Dans certaines régions soumises à une exploitation agricole intense, les concentrations de phosphore dans les petits lacs étaient également supérieures à la norme établie pour le phosphore.

Ensemble, les écozones du Bouclier boréal et des Plaines boréales couvrent près de 2,7 millions de kilomètres carrés de terre et d'eau douce et chevauchent des portions de sept provinces. Les cours d'eau et les lacs qui se trouvent dans ces écozones représentent 29% de la superficie du pays couverte par des plans d'eau douce (Gouvernement du Canada 1996). De façon générale, la qualité de l'eau y est très bonne. Les concentrations d'éléments nutritifs dans la portion est de la zone boréale (Bouclier boréal) sont naturellement très faibles parce que l'assise rocheuse dans la majeure partie de l'écozone est constituée de granit et fournit très peu d'éléments nutritifs aux sols et plans d'eau sus-jacents. Dans la portion ouest des Plaines boréales, les concentrations d'éléments nutritifs sont naturellement un peu plus élevées en raison de la présence de sols glaciaires épais sous les cours d'eau et les lacs (Cooke et Prepas 1998). Dans l'écozone boréale, l'altération de la qualité de l'eau par les éléments nutritifs est rarement un problème, mais lorsque c'est le cas, des agents de stress anthropiques bien particuliers sont en cause (figure 4.10). Ainsi, en Ontario, le développement rapide au cours des années 1980 de la zone de villégiature connue sous le nom de « Ontario's Cottage Country » (districts des lacs Haliburton et Muskoka) a provoqué une augmentation des concentrations de phosphore dans de nombreux lacs. L'augmentation du ruissellement causé par le déboisement et la construction est en bonne partie responsable de ce phénomène. Depuis que les activités de construction ont ralenti et que les lotissements pour chalets ont été paysagés, les valeurs de phosphore total sont revenues aux valeurs observées avant la période de développement intensif (Andy Gemza, ministère de l'Environnement de l'Ontario, comm. pers.). En 1997, seulement 20 des 318 lacs de villégiature de l'Ontario échantillonnés dans le cadre du Partenariat pour la protection des lacs ontariens montraient dans certaines baies ou certains bras des concentrations de phosphore total

supérieures à 21 µg/L, seuil utilisé dans ce programme pour désigner un plan d'eau eutrophe (MEO 1998). La majorité de ces lacs étaient situés dans le bassin hydrographique du lac Ontario. Dans le cadre d'autres recherches conduites sous les auspices de l'Étude des bassins hydrographiques du Nord, des zones d'enrichissement ont été observées en aval de points de rejet d'effluents municipaux ou industriels dans les rivières Athabasca et Wapiti, dans le nord de l'Alberta (Chambers 1996; Wrona et al. 1996; Chambers et al. 2000).

Le lessivage des terres cultivées et le rejet d'eaux usées municipales et industrielles ont modifié considérablement les apports d'azote et de phosphore dans les lacs et les cours d'eau de l'écozone des Plaines à forêts mixtes, dans le sud de l'Ontario et du Québec. Par exemple, dans le sud de l'Ontario, l'intensification de l'agriculture et le développement urbain dans les bassins des lacs Simcoe et Rice ont provoqué un enrichissement en éléments nutritifs des eaux de ces deux grands lacs (figure 4.10). Les effets du développement urbain et de l'intensification de l'agriculture sont particulièrement évidents dans le bassin du lac Érié, où se déroulent certaines des activités agricoles les plus intensives au Canada et où le développement urbain se poursuit à un rythme accéléré. Un grand nombre de cours d'eau dans le sud-ouest de l'Ontario (p. ex., les rivières Thames, Grand, Don et Humber) présentent des concentrations de phosphore total supérieures à la norme ontarienne de qualité de l'eau de 0,03 mg/L établie pour les cours d'eau et sont par conséquent considérés comme eutrophes (Basu et Pick 1996; D. Boyd, ministère de l'Environnement de l'Ontario, comm. pers.). Bien que les cours d'eaux soient encombrés à divers degrés par la végétation aquatique, les effets cumulés des apports diffus (lessivage des terres cultivées) et des apports ponctuels (effluents municipaux et industriels) sont manifestes le long du littoral des Grands Lacs (voir l'étude de cas consacrée au lac Érié).

Les cours d'eau et les lacs qui se trouvent dans les bassins agricoles des basses terres du Saint-Laurent montrent également les effets d'un enrichissement en éléments nutritifs. Des évaluations récentes de la qualité de l'eau réalisées dans le sud du Québec ont révélé que les concentrations de phosphore total excédaient la norme provinciale de 0,03 mg/L dans la plupart des cours d'eau sillonnant les basses terres et que l'agriculture y était une des principales sources de phosphore (Painchaud 1997). Dans une étude de la rivière Yamaska, 16% des échantillons présentaient des concentrations d'ammonium supérieures à la norme de 0,5 mg/L (voir l'étude de cas consacrée à la rivière Yamaska). Des analyses de séries chronologiques de données de qualité de l'eau amassées entre 1988 et 1998 dans divers cours d'eau du sud du Québec ont indiqué que les concentrations de phosphore total et de nitrate ont diminué durant cette période (Simard et Painchaud 2000). Ce redressement fait suite à la construction de plus de 500 installations de traitement des eaux usées au cours des années 1980 et 1990 et à la réduction des épandages d'engrais agricoles. Bien que la charge provenant de sources industrielles et municipales ait considérablement diminué au cours des années 1990, les apports agricoles demeurent élevés. L'accumulation à long terme de phosphore dans le sol des terres cultivées et l'essor actuel des entreprises d'exploitation agricole intensive comme les fermes porcines et les exploitations de culture du maïs continuent de menacer la qualité de l'eau dans la province. Les effets des sources urbaines sont encore évidents dans le Saint-Laurent, où l'on peut observer des augmentations des concentrations d'ammoniac en aval des points de rejet d'eaux usées traitées et brutes et d'effluents d'égouts pluviaux (Hudon et Sylvestre 1998).

Dans le cas des Grands Lacs, les préoccupations suscitées au cours des années 1960 par la dégradation de la qualité de l'eau dans les Grands Lacs inférieurs (lacs Érié et Ontario et certaines

portions des lacs Michigan et Huron) ont conduit à la signature en 1972 de l'Accord Canado-américain sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. Cet accord visait à restaurer et à maintenir l'intégrité chimique, physique et biologique des eaux des écosystèmes du bassin des Grands Lacs (Gouvernement du Canada 1996). En 1985, le Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs de la Commission mixte internationale a cerné à l'échelle des Grands Lacs 42 secteurs préoccupants, dont 12 se trouvent en eaux canadiennes et cinq, dans des réseaux hydrographiques partagés avec les États-Unis (Environnement Canada 1999c; figure 4.10). Parmi les 12 secteurs préoccupants se trouvant en eaux canadiennes, huit présentent des problèmes d'altération de la qualité de l'eau causés par la présence de concentrations excessives d'éléments nutritifs ou la prolifération d'algues. Un de ces huit secteurs se trouve dans le lac Supérieur, deux dans le lac Huron, trois dans le Lac Ontario, et les deux autres, dans les rivières St. Clair et St. Mary. Tous les secteurs préoccupants, sauf deux, sont des régions où des quantités excessives d'éléments nutritifs sont entraînées vers les zones portuaires par des tributaires drainant des terres agricoles pour ensuite traverser des zones fortement urbanisées. Les éléments nutritifs se mélangent et s'accumulent dans les eaux relativement statiques du port. La révision en 1987 de l'accord canado-américain a officialisé l'établissement de plans d'assainissement (Environnement Canada 1999c). La restauration des utilisations bénéfiques dans les secteurs préoccupants est le principal objectif des plans d'assainissement et constitue une étape essentielle dans la restauration de l'intégrité de l'écosystème du bassin des Grands Lacs. Le programme des plans d'assainissement met l'accent sur l'adoption d'une approche écosystémique systématique et globale en vue du rétablissement et de la protection des utilisations bénéfiques et de la capacité du secteur à maintenir la vie aquatique. (Environnement Canada 1999c). Ce processus a permis de réduire les charges d'éléments nutritifs provenant des tributaires, quoique les concentrations de phosphore demeurent dans certains cas élevées à cause de l'ampleur des charges accumulées dans les sédiments des ports et/ou d'une réduction insuffisante des charges. Des progrès ont déjà été accomplis dans le cadre du programme des plans d'assainissement, et le port de Collingwood, autrefois désigné comme l'un des secteurs préoccupants touchés par l'enrichissement en éléments nutritifs, est aujourd'hui considéré comme restauré (Environnement Canada 1999c).

Les écozones de l'Atlantique incluent l'écozone terrestre Maritime de l'Atlantique et les écozones marines de l'Atlantique et du Nord-Ouest de l'Atlantique et englobent la Nouvelle-Écosse, le Nouveau-Brunswick et l'Île-du-Prince-Édouard. Cette région du Canada a été soumise à une altération intensive depuis l'arrivée des premiers colons européens il y a près de 400 ans. Aujourd'hui, bon nombre des grandes villes rejettent depuis plus de 250 ans leurs eaux usées non traitées dans les eaux côtières. Bien que cette pratique ait causé de nombreux problèmes environnementaux, la nature complexe des environnements côtiers, les taux élevés de renouvellement de l'eau et les apports d'eaux océaniques profondes riches en azote compliquent la quantification des effets des apports anthropiques d'éléments nutritifs. Une récente évaluation de données sur la qualité de l'eau recueillies dans 34 bras de mer a révélé que les ports peuvent être répartis le long d'un gradient de concentrations d'éléments nutritifs. Toutefois, ce gradient reflète probablement davantage les charges d'azote et de phosphore des eaux océaniques affluentes plutôt que les apports anthropiques (Strain 1998). Les eaux intérieures de toute la région ont été altérées par l'agriculture et le développement industriel et présentent divers degrés d'eutrophisation (p. ex. rivière Saint-Jean [N.-B.]; rivière Boughten [Î.-P.-É.]; ruisseau Black [N.-B.]; figure 4.10).

4.8. Conclusions

Les changements d'abondance et de dominance des espèces provoqués par les apports anthropiques d'éléments nutritifs constituent une grave menace pour l'intégrité des écosystèmes canadiens, particulièrement dans les régions faisant l'objet d'un développement rapide ou d'une exploitation agricole ou d'activités industrielles intensives.

Des études de fertilisation comportant une application unique d'azote ont confirmé que l'azote est le principal facteur limitant la croissance des arbres dans de nombreux écosystèmes forestiers canadiens. Au cours des dernières décennies, les retombées atmosphériques d'azote ont augmenté régulièrement dans certaines régions du Canada. Comme l'azote est un facteur limitant dans la plupart des forêts du pays, cette augmentation a vraisemblablement contribué à accroître la productivité de la végétation forestière (tableau 4.6). Il est cependant difficile d'établir si les gains de productivité induits par l'augmentation de retombées d'azote, le réchauffement climatique et l'augmentation des concentrations atmosphériques de CO₂ ont compensé les pertes de carbone engendrées par l'exploitation forestière, les feux de forêt et la mortalité causée par insectes. Les retombées atmosphériques de nitrate ont également provoqué un début de saturation en azote dans les forêts situées dans la région du lac Turkey, dans le centre de l'Ontario, et du lac Laflamme, dans le sud du Québec (Jeffries 1995).

Les lacs situés dans des bassins hydrographiques développés présentent souvent de fortes concentrations d'éléments nutritifs. En favorisant la prolifération du phytoplancton et, parfois, des algues filamenteuses, ces concentrations modifient l'abondance et la composition des communautés d'invertébrés et, finalement, des poissons (tableau 4.6). L'augmentation de la production de matière organique induite par l'enrichissement en éléments nutritifs stimule également la multiplication des bactéries qui peuvent, par leur activité métabolique, faire chuter les concentrations d'oxygène dans l'eau au point de compromettre la survie des poissons. Bien que ces effets se manifestent à l'échelle d'un lac, ils sont plus prononcés près de la source d'éléments nutritifs (p. ex. point de rejet d'eaux d'égout ou d'eaux usées municipales ou point de contact avec des sources d'eau affluentes). Des effets similaires ont été observés dans des cours d'eau drainant des terres densément peuplées ou soumises à une exploitation agricole intensive. Dans ce cas, le volume du cours d'eau détermine dans une large mesure le degré de dilution des polluants et, ce faisant, l'ampleur de l'enrichissement en éléments nutritifs. Dans les cours d'eau, les effets de l'ajout d'éléments nutritifs peuvent se conjuguer lorsque plusieurs sources d'éléments nutritifs atteignent le cours d'eau avant que les effets des apports plus en amont se soient atténués. Cette accumulation d'éléments nutritifs est particulièrement troublante dans les cours d'eau qui s'écoulent vers le Nord, car les secteurs les plus peuplés et industrialisés se trouvent habituellement près des eaux d'amont, et les polluants peuvent migrer sur de grandes distances à travers des territoires autrement peu touchés par les effets des activités humaines. Il convient toutefois de noter que les changements qui se produisent dans la chaîne trophique sous l'influence de l'enrichissement en éléments nutritifs ne sont pas toujours négatifs. Ainsi, en Colombie-Britannique, les aquaculteurs fertilisent volontairement certains lacs et cours d'eau pauvres en éléments nutritifs afin d'accroître les sources de nourriture et, de là, la taille des saumons juvéniles et reproducteurs.

Au Canada, les marais salés et les marais d'eau douce montrent également des signes d'enrichissement. Bien que la disparition des milieux humides résulte principalement de leur

Tableau 4.6. Sommaire des effets potentiels de l'enrichissement en éléments nutritifs.

| Qualité et caractéristiques de l'eau et du sol | Effets potentiels de l'enrichissement | | |
|--|---|--|--|
| | Plantes | Animaux | Santé humaine et économie |
| Forêts (section 4.1) | | | |
| <ul style="list-style-type: none"> En cas de saturation en azote, altération des propriétés chimiques du sol (p. ex. perte de cations nutritifs, augmentation de l'acidité du sol et de la disponibilité de l'aluminium). | <ul style="list-style-type: none"> Augmentation de la biomasse des arbres et des autres composantes de la végétation forestière. Dépérissement des forêts en cas de détérioration de la qualité du sol. | | |
| Lacs (section 4.2; études de cas consacrées au lac Érié, Qu'Appelle et Heney) | | | |
| <ul style="list-style-type: none"> Augmentation des concentrations d'éléments nutritifs. Réduction de la transparence de l'eau. Épuisement de l'oxygène. | <ul style="list-style-type: none"> Prolifération du phytoplancton, des algues filamenteuses et/ou des plantes aquatiques. Prolifération d'algues bleues potentiellement toxiques. | <ul style="list-style-type: none"> En présence de concentrations d'éléments nutritifs moyennes: augmentation de la productivité des organismes benthiques et des poissons. En présence de concentrations d'éléments nutritifs élevées: réduction de la biodiversité des organismes benthiques et des poissons et de la survie des œufs des poissons due à l'épuisement de l'oxygène. | <ul style="list-style-type: none"> Dégradation du littoral et réduction des activités de loisirs causées par la prolifération d'algues et de plantes aquatiques nuisibles. Perte ou altération des ressources halieutiques. Augmentation du coût de filtration de l'eau potable, problèmes de goût et d'odeur et obstruction des conduites de prise d'eau. Intoxication du bétail et de personnes par les toxines produites par des algues bleues. |
| Cours d'eau (sections 4.3 et 5.2; études de cas consacrées aux rivières du nord de l'Alberta et à la Yamaska) | | | |
| <ul style="list-style-type: none"> Augmentation des concentrations d'éléments nutritifs Réduction des concentrations d'oxygène. | <ul style="list-style-type: none"> Prolifération des algues benthiques et des algues filamenteuses, algues planctoniques et/ou des plantes aquatiques. | <ul style="list-style-type: none"> En présence de concentrations d'éléments nutritifs moyennes: hausse de la productivité des niveaux trophiques supérieurs (p. ex. insectes et poissons). En présence de concentrations d'éléments nutritifs élevées: réduction de la productivité des organismes benthiques et des poissons et perte d'espèces. | <ul style="list-style-type: none"> Réduction des activités de loisirs causées par la prolifération d'algues et de plantes aquatiques nuisibles. Augmentation du coût de la filtration de l'eau potable, problèmes de goût et d'odeur et obstruction des conduites de prise d'eau. |

Tableau 4.6. Sommaire des effets potentiels de l'enrichissement en éléments nutritifs, suite.

| Qualité et caractéristiques de l'eau et du sol | Plantes | Effets potentiels de l'enrichissement | |
|---|---|---|---|
| | | Animaux | Santé humaine et économie |
| Marais d'eau douce (sections 4.4 et 5.2; études de cas consacrées aux marais Delta et Cootes Paradise) | | | |
| <ul style="list-style-type: none"> • Augmentation des concentrations d'éléments nutritifs. • Modification du bilan hydrique causée par une augmentation de l'évapotranspiration par suite d'une réduction de la biodiversité végétale. | <ul style="list-style-type: none"> • Tourbières ombrotrophes: déclin et remplacement des <i>Sphagnum</i> par des mousses plus nitrophiles. • Fens: prolifération des grandes graminoides (graminées, carex) et disparition des espèces plus petites supportant mal la compétition pour la lumière. • Marais: augmentation de l'abondance du phytoplancton et de la végétation émergente. | <ul style="list-style-type: none"> • Tourbières ombrotrophes, fens,: changement de la biodiversité animale (oiseaux aquatiques et autres animaux) en cas de perte d'habitat ou de nourriture causée par une altération de la biodiversité végétale. | |
| Marais salés (section 4.4; études de cas consacrées à la baie de Fundy et à l'estuaire du Fraser) | | | |
| <ul style="list-style-type: none"> • Augmentation des concentrations d'éléments nutritifs. • Modification du bilan hydrique causée par une augmentation de l'évapotranspiration par suite d'une réduction de la biodiversité végétale. | <ul style="list-style-type: none"> • Prolifération du phytoplancton entravant la pénétration de la lumière jusqu'à la végétation poussant plus en profondeur. • Réduction de la biodiversité végétale. | <ul style="list-style-type: none"> • Stimulation des chaînes alimentaires côtières par les éléments nutritifs libérés des marais salés dans les estuaires adjacents. • Changement de la biodiversité animale (oiseaux aquatiques et autres animaux) en cas de perte d'habitat ou de nourriture causée par une altération de la biodiversité végétale. | |
| Eaux côtières (section 4.5; études de cas consacrées au bassin de Géorgie et au port d'Halifax) | | | |
| <ul style="list-style-type: none"> • Augmentation des concentrations d'éléments nutritifs. • Anoxie des eaux profondes causée par l'augmentation de la charge organique. • Augmentation de la turbidité par suite de la disparition des plantes marines stabilisant les sédiments. | <ul style="list-style-type: none"> • Augmentation de l'abondance du phytoplancton et des macro-algues. • Augmentation de l'abondance des algues toxigènes. • Diminution de l'abondance des plantes marines par suite de la réduction de la pénétration de la lumière et de l'anoxie des sédiments. | <ul style="list-style-type: none"> • Perte d'habitat pour les poissons et les organismes benthiques. | <ul style="list-style-type: none"> • Intoxications (quatre types différents) causées par des toxines algales chez les humains consommant des mollusques. • Incidences économiques importantes pour les communautés côtières causées par la fermeture de la pêche aux coquillages. |

Tableau 4.6. Sommaire des effets potentiels de l'enrichissement en éléments nutritifs, conclus.

| Qualité et caractéristiques de l'eau et du sol | Effets potentiels de l'enrichissement | | |
|---|---------------------------------------|---------|--|
| | Plantes | Animaux | Santé humaine et économie |
| Eau souterraine (section 4.6; étude de cas consacrées aux fosses septiques domestiques) | | | |
| <ul style="list-style-type: none"> Augmentation des concentrations de nitrate et de phosphore dans certains aquifères. | | | <ul style="list-style-type: none"> Contamination par le nitrate des aquifères utilisés comme sources d'eau potable. |

conversion en terres agricoles ou du développement urbain, l'ajout d'éléments nutritifs peut altérer la composition des communautés végétales émergentes et, de ce fait, la qualité de l'eau qui est transférée dans les étangs, lacs et eaux côtières adjacents (tableau 4.6).

Le rejet d'eaux usées non traitées dans les eaux côtières du Pacifique et de l'Atlantique se poursuit depuis nombre d'années. Bien que cette pratique ait causé de nombreux problèmes environnementaux, la nature complexe des environnements côtiers, les taux élevés de renouvellement de l'eau et les apports d'eaux océaniques profondes riches en azote ont généralement contribué à réduire les effets des apports anthropiques d'éléments nutritifs. Toutefois, les effets de l'eutrophisation sont perceptibles le long des deux côtes dans les baies isolées et les zones portuaires.

Les concentrations d'éléments nutritifs, en particulier de nitrate, peuvent également être élevées dans les eaux souterraines (tableau 4.6). Les aquifères peu profonds (< 30 m sous la surface du sol) situés dans des sols poreux très sablonneux sont particulièrement vulnérables à la contamination par l'azote. En plus d'être une source de préoccupation pour les personnes qui obtiennent leur eau potable de ces aquifères, la contamination de l'eau souterraine par le nitrate peut contribuer à l'eutrophisation des eaux intérieures et côtières.

Au Canada, l'ajout d'éléments nutritifs et ses répercussions sur la biodiversité s'observent partout où l'agriculture, l'urbanisation ou l'industrialisation se poursuivent de manière intensive. En ce qui a trait à l'enrichissement en éléments nutritifs, les secteurs préoccupants sont les forêts, les lacs et les cours d'eau de la vallée du bas Fraser; les eaux de surface du sud des provinces des Prairies, les cours d'eaux se jetant dans les lacs Érié et Ontario et le Saint-Laurent, et les cours d'eau des provinces atlantiques qui drainent les bassins soumis à une activité agricole intensive ainsi que les estuaires et les eaux côtières dans lesquels ces cours d'eau se déversent.