

ÉCOTOXICOLOGIE ACTUALISÉE DES PRÉCIPITATIONS ACIDES AU QUÉBEC

Par
Marie-Michèle Giguère

Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement en vue de l'obtention du
grade de maître en environnement (M. Env.)

Sous la direction de monsieur Raymond Van Coillie

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

MAI 2013

SOMMAIRE

Mot clés : précipitations acides, acidification des eaux douces, relargage de l'aluminium, effets de l'acidification sur la biodiversité, effets de l'acidification sur les poissons, toxicologie de l'aluminium sur les salmonidés

La problématique des précipitations acides a débuté au début des années 70 en Amérique du Nord. Bien que de nombreuses mesures aient été prises afin de diminuer les conséquences des précipitations acides sur l'environnement et sur les écosystèmes dulcicoles et forestiers, des effets néfastes des précipitations acides sont toujours observés. L'objectif de cet essai est d'actualiser la problématique des effets écotoxicologiques des précipitations acides dans les nombreux cours d'eau douce et les lacs de la province de Québec en plus de ceux de l'aluminium subséquent libéré par les sols acidifiés.

Soixante pourcent des émissions de SO_2 proviennent des centrales de thermoélectricité avec du charbon du centre-est des États-Unis. Les principales sources de SO_2 au Canada sont les fonderies de métaux non-ferreux ainsi que les usines thermoélectriques au charbon. Les effets des précipitations au Québec sont observés tout au long de la vallée du Saint-Laurent, en Outaouais et en Abitibi. Ces régions sont situées sur la formation géologique du Bouclier Canadien qui ne possède pas de pouvoir tampon pouvant neutraliser des apports acides. De fait, le Québec possède environ 29 500 lacs acides et plus de 80 000 lacs en transition d'acidité. De plus, les sols forestiers ne neutralisent plus les ions H^+ qu'ils reçoivent via les précipitations acides. Par conséquent, ces ions se retrouvent dans les cours d'eau douce. Les effets de l'acidité dans ces lacs se répercutent à tous les niveaux de la chaîne trophique et peut même provoquer son effondrement par la perte d'espèces clés qui sont des sources de nourriture. Les sols infiltrés d'eau des précipitations acides relargent de l'aluminium dans les cours d'eau. Ce métal est toxique pour les poissons, notamment pour les salmonidés qui sont très prisés en pêche sportive. De plus, il est reconnu pour amplifier les effets de l'acidité chez ces derniers. Certains signes de rétablissement chimique sont observables, mais il est encore trop tôt pour parler d'une amélioration évidente. De fait, la situation concernant les précipitations acides au Québec n'a guère changée. Il faut donc continuer les efforts de réduction des émissions de SO_2 au Québec et au Canada en plus de développer des modèles pour évaluer les effets économiques et sociaux de l'acidification des plans d'eau douce et de leurs conséquences sur les écosystèmes dulcicoles. La solution qui aura le plus d'impact demeure sans aucun doute, une réduction supplémentaire des émissions acidifiantes aux États-Unis.

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je tiens à remercier mon directeur d'essai, monsieur Raymond Van Coillie, ainsi que son épouse Germaine pour le partage de leurs connaissances, leurs conseils, leur support et leur générosité. Ils ont su me guider et me diriger tout au long de la réalisation de cet essai.

Merci à mes amies, Julie, Sophie, Ariane, Karine et Alexandra, pour leur appui et leur écoute tout au long de mon cheminement à la maîtrise. Sans elles, le parcours n'aurait jamais été aussi fructueux. Je tiens à remercier mes parents, Diane et Jean-Pierre, non seulement pour leurs encouragements, leur soutien et leur respect dans mes choix et mes aspirations, mais également pour leur temps et leurs conseils. Un merci particulier à Yves pour tout le temps qu'il m'a accordé, pour ses commentaires toujours avisés ainsi que pour son appui. Ils m'ont été d'un atout des plus précieux tout au long de ce grand défi tant appréhendé.

Enfin, un merci spécial à mon conjoint Patrick qui, avec sa patience et sa foi inébranlable en mes capacités à réussir tout ce que j'entreprends, m'a soutenue et motivée aussi bien dans les moments de calme plat et de doute que dans les moments d'intense productivité.

C'est un privilège d'être entourée d'autant de personnes exceptionnelles!

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1. ANALYSE DES RETOMBÉES ACTUELLES DES PRÉCIPITATIONS ACIDES AU QUÉBEC ...	3
1.1. Définition des précipitations acides	3
1.2 Sources des émissions acidifiantes et leur évolution.....	4
1.2.1. Sources naturelles.....	4
1.2.2. Sources anthropiques	5
1.2.3. Évolution et tendances des émissions de SO ₂ et de NO _x	6
1.3. Distribution des précipitations acides	7
1.4. Effets nocifs des précipitations acides	10
1.4.1. Effets sur les écosystèmes aquatiques.....	10
1.4.2. Effets sur les sols et la végétation.....	10
1.4.3. Effets potentiels sur la santé humaine	11
1.4.4 Effets potentiels sur les matériaux	12
1.5. Historique des mesures prises contre les précipitations acides	12
1.5.1. Historique des initiatives adoptées contre les précipitations acides	12
1.5.2. Programmes de surveillance et de suivi associés aux précipitations acides.....	16
2. LA PROBLÉMATIQUE D'ACIDIFICATION DES PLANS D'EAU DULCICOLE DU QUÉBEC ..	20
2.1. Distribution des lacs acidifiés au Québec	20
2.2. Indicateurs de la fragilité des eaux à l'acidification	23
2.3. Acidification dans le temps des plans d'eau douce	23
2.4. Étapes du processus d'acidification des plans d'eau dulcicole.....	24
2.5. Autres facteurs ayant une influence sur l'acidification des eaux douces	25
2.6. Processus d'échanges géochimiques.....	26
3. RELARGAGE DE L'ALUMINIUM À PARTIR DES SOLS INFILTRÉS PAR LES PRÉCIPITATIONS ACIDES	27
3.1 Dépassement de la charge critique d'acidité dans les écosystèmes forestiers.....	27
3.2 Mécanisme de l'acidification des sols et du relargage de cations	31
3.3 Biodisponibilité de l'aluminium	33
4. EFFETS DES PRÉCIPITATIONS ACIDES SUR LA BIODIVERSITÉ EN EAU DOUCE	36
4.1 Conséquences de l'acidité des eaux douces sur leur biodiversité	36
4.1.1 Conséquences de l'acidité des eaux douces sur les algues benthiques.....	36
4.1.2 Conséquences de l'acidité des eaux douces sur les invertébrés	37

4.1.3 Conséquences de l'acidité des eaux douces sur les poissons dulçaquicoles	40
4.2 Effets écotoxicologiques de l'acidification des eaux douces sur les poissons.....	43
4.3 Rétablissement chimique et biologique des écosystèmes aquatiques	47
4.4 Solutions au problème d'acidification des eaux ainsi qu'à leurs conséquences.....	48
5. EFFETS TOXICOLOGIQUES DES REJETS D'ALUMINIUM DES SOLS ACIDIFIÉS CHEZ LES POISSONS D'INTÉRÊT POUR LA PÊCHE SPORTIVE	50
5.1 Effets toxicologiques de l'aluminium chez les salmonidés.....	50
5.2 Effets de l'aluminium aux différents stades de développement des salmonidés.....	54
5.3 Bioaccumulation de l'aluminium chez les poissons et ses effets sur la santé humaine	56
6. SUGGESTIONS	58
CONCLUSION	60
RÉFÉRENCES	62
ANNEXE 1 : CARTE DES ÉMISSIONS DE DIOXYDE DE SOUFRE ET DES OXYDES D'AZOTE PAR LA PRODUCTION D'ÉLECTRICITÉ DANS LE NORD-EST DE L'AMÉRIQUE DU NORD AVEC LA TRAJECTOIRE DES VENTS DOMINANTS	65

LISTES DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1.1 Schéma des précurseurs des dépôts humides et secs	4
Figure 1.2 Sources des émissions de SO ₂ au Canada	6
Figure 1.3 Sources des émissions de NO _x au Canada	6
Figure 1.4 Distribution des précipitations acides autour du globe	8
Figure 1.5 Carte des dépôts de sulfates dans la province de Québec en 2001	9
Figure 1.6 Carte des prévisions des dépôts de sulfates dans la province de Québec en 2010	9
Figure 1.7 Carte de la position des stations de mesures du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air	17
Figure 1.8 Carte de la position des stations de mesures du Programme de surveillance de la qualité des précipitations du Québec	19
Figure 2.1 Sensibilité à l'acidification des eaux de surface du Québec méridional	21
Figure 2.2 Niveau d'acidité des lacs pour le Québec méridional	22
Figure 2.3 Variations du débit de la rivière des Escoumins pour les mois de janvier au mois d'août	24
Figure 3.1 Excédents de charges critiques calculés pour les stations du RESEF	27
Figure 3.2 Évaluation du dépassement des charges critiques à court terme pour la période de 1994 à 1998	29
Figure 3.3 Évaluation du dépassement des charges critiques à court terme pour la période de 1999 à 2002	29
Figure 3.4 Évaluation du dépassement des charges critiques à long terme pour la période de 1994 à 1998	30
Figure 3.5 Évaluation du dépassement des charges critiques à long terme pour la période de 1999 à 2002	30
Figure 3.6 Mécanisme de lessivage des sols du calcium par l'acide sulfurique contenu dans les précipitations	31
Figure 3.7 Biodisponibilité de l'aluminium selon sa spéciation	34
Figure 3.8 Solubilité de l'aluminium en fonction du pH	35
Figure 4.1 Effet du pH sur la diversité des espèces animales et végétales lacustres québécoise ..	42
Figure 4.2 Schéma des impacts de l'acidification des eaux douces sur l'osmorégulation des ions Na ⁺ et Cl ⁻ des poissons dulcicoles	44
Figure 4.3 Schéma des impacts de l'acidification des eaux douces sur le métabolisme des poissons dulcicoles	45
Figure 4.4 Schéma des impacts de l'hyperventilation branchiale chez les poissons dulcicoles	46

Tableau 1.1 Résumé chronologique des initiatives et programmes adoptés contre les précipitations acides	18
Tableau 2.1 Pourcentage et nombre de lacs acides et en transition dans les régions du Québec..	22
Tableau 4.1 Taxons d'invertébrés benthiques trouvés à des pH inférieurs et supérieurs à 5,5 unités	38
Tableau 4.2 Taxons de macroinvertébrés trouvés à des pH faibles et élevés avec ou sans présence de poissons	39
Tableau 4.3 Effets de l'acidification des eaux douces sur les différents niveaux des écosystèmes dulcicoles.....	42
Tableau 5.1 Comparaison de CL50 de l'aluminium à deux pH modérément acides pour deux espèces de salmonidés.....	51
Tableau 5.2 CE20 de l'omble de fontaine envers l'aluminium dans diverses conditions	51
Tableau 5.3 Comparaison entre les effets de l'aluminium à pH 5,5 et les effets de l'acidité à ce pH	52

LISTE DES ACRONYMES

Al ³⁺	Ion aluminium
ATP	Adénosine triphosphate
Ca ²⁺	Ion calcium
CAAA	<i>Clean Air Act Amendments</i>
CaO	Chaux basique
CCME	Conseil canadien des ministres de l'Environnement
CE ₂₀	Concentration d'évitement de 20 % statistiquement significatif pendant 30 minutes
CEC	Capacité d'échange cationique
CID	Carbone inorganique dissous
Cl ⁻	Ion chlorure
CL ₅₀	Concentrations létales pour 50 % des individus exposés à de l'aluminium
CO	Monoxyde de carbone
CO ₂	Dioxyde de carbone
COD	Carbone organique dissous
EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
Fe ²⁺	Ion ferreux
Fe ³⁺	Ion ferrique
H ⁺	Ion hydrogène
HCO ₃ ⁻	Ion bicarbonate
H ₂ SO ₄	Acide sulfurique
INRP	Inventaire national des rejets de polluants au Canada
K ⁺	Ion potassium

MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
Mg ²⁺	Ion magnésium
Mn ²⁺	Ion manganèse
MRNF	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
N	Azote
Na ⁺	Ion sodium
NH ₂ ⁻	Amine
NH ₃	Ammoniac
NO _x	Oxydes d'azote
NADP	<i>National Atmospheric Deposition Programm</i>
NAPAP	<i>National Acidic Precipitation Assessment Program</i>
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
PCA	Inventaire canadien des principaux contaminants atmosphériques
PSQP	Programme de surveillance de la qualité des précipitations au Québec
RESEF	Réseau de surveillance des écosystèmes forestiers au Québec
RCEPA	Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air
RCEP	Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations
RNSPA	Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique au Canada
RSAP	Réseau de surveillance de l'air et des précipitations au Canada
S	Soufre
SO ₂	Dioxyde de soufre
SO ₄ ²⁻	Ion sulfate
UNECE	<i>United Nations Economic Commission for Europe</i>

INTRODUCTION

Les précipitations acides ont suscité un grand intérêt de la part des communautés scientifiques, du public et des gouvernements. À la suite du constat de l'acidification des écosystèmes aquatiques en Amérique du Nord et de la relation entre l'acidification de ces derniers et le transport à longue distance des contaminants, plusieurs mesures et actions concertées ont été faites afin de diminuer les sources ainsi que les effets des précipitations acides sur l'environnement. Les effets écotoxicologiques de l'acidité sur la faune ichthyenne dans l'eau douce sont des conséquences des précipitations acides que les gouvernements ont tenté de diminuer.

Aujourd'hui, bien qu'elle soit moins en avant-scène des problématiques environnementales, le phénomène des précipitations reste préoccupant puisqu'il s'agit d'un problème qui persiste malgré les efforts déployés passés. En effet, les effets néfastes des précipitations acides sont toujours observables chez les écosystèmes terrestres et aquatiques. Les réseaux de surveillance des précipitations acides sont encore actifs au Québec ainsi qu'au Canada et les nombreuses publications gouvernementales, tant au niveau fédéral que provincial, témoignent de ce fait. Plusieurs d'experts sont d'ailleurs inquiets de la baisse d'attention qu'a connue le phénomène car le Québec subit toujours les conséquences des émissions acidifiantes dispersées. L'essai proposé se situe dans cette problématique.

L'objectif principal de l'essai est d'actualiser les effets écotoxicologiques des précipitations acides dans les nombreux cours d'eau douce et les lacs de la province de Québec en plus de ceux de l'aluminium libéré par les sols acidifiés. Afin de d'atteindre cet objectif principal, six objectifs spécifiques sont formulés. Tout d'abord, une analyse des retombées actuelles des précipitations acides dans la province de Québec est menée afin de dresser le portrait le plus récent possible de la problématique. Ensuite, les mécanismes de l'acidification dans des plans d'eau dulcicoles du Québec et le phénomène du relargage de l'aluminium à partir des sols infiltrés par les précipitations acides sont expliqués dans le but de mieux comprendre les conséquences qui leur sont liées. Par la suite, les effets des précipitations acides sur la biodiversité en eau douce ainsi que les effets de l'aluminium relargué chez les poissons d'intérêt sont déterminés, ceci permet ultérieurement d'identifier et de proposer des solutions pour diminuer les effets associés aux précipitations acides et à l'aluminium libéré sont formulées.

Les sources utilisées dans cet essai ont été sélectionnées sur la base de différents critères, à savoir la fiabilité, la date de parution et la pertinence sont autant d'éléments qui ont servi à garantir la précision et la véracité des informations. De fait, des articles scientifiques ainsi que des publications gouvernementales sont en majeure partie utilisés pour leur crédibilité. Certains sites

internet où différents experts expriment leurs opinions sont aussi consultés. Cependant, les deux premiers types de documents seront priorisés.

Le présent essai comporte six chapitres. Le premier chapitre fait l'analyse des retombées actuelles des précipitations acides au Québec, de leur distribution, l'identification des sources des émissions acidifiantes et l'évolution de ces dernières ainsi que l'historique des différentes mesures prises afin de remédier à la problématique. Le second chapitre explicite la problématique de l'acidification des plans d'eau dulcicole du Québec en dressant le portrait de la distribution des lacs acides de la province, en expliquant les différentes étapes de l'acidification des eaux et en définissant les facteurs pouvant influencer ce phénomène. Le troisième chapitre explique comment l'aluminium est relargué des sols qui sont infiltrés par les précipitations acides. Le quatrième chapitre identifie et explique les effets des précipitations sur la biodiversité en eau douce en plus de proposer deux solutions pour atténuer les effets de l'acidification. Le cinquième chapitre précise les effets toxicologiques de l'aluminium chez les poissons d'intérêt pour la pêche sportive, tels les salmonidés. Enfin, la sixième et dernière section comporte des suggestions pour réduire les conséquences des précipitations dans le territoire québécois.

1. ANALYSE DES RETOMBÉES ACTUELLES DES PRÉCIPITATIONS ACIDES AU QUÉBEC

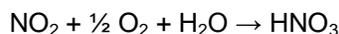
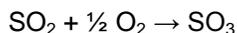
Ce chapitre met en contexte la problématique des précipitations acides dans la province de Québec. Cet élément est essentiel et préalable à la compréhension des chapitres subséquents ainsi qu'à la réalisation des objectifs de cet essai. Pour ce faire, le terme « précipitations acides » est, tout d'abord, défini. Par la suite, leur histoire est relatée, leurs sources ainsi que leurs effets sont identifiés et leur distribution est déterminée.

1.1. Définition des précipitations acides

Les termes « précipitations acides » et « pluies acides » sont des expressions générales. Elles comprennent toutes deux la pluie, le brouillard, la neige et le verglas acides. Si l'eau pure possède un pH de 7,0 unités, il est reconnu par la communauté scientifique que les précipitations naturelles sont modérément acides et ont un pH de 5,6 unités (EPA, 2007b). Cela est dû à la formation d'acide carbonique atmosphérique suite à la dissolution du dioxyde de carbone (CO₂) présent dans l'atmosphère. Les précipitations sont reconnues comme étant acides lorsqu'elles possèdent un pH plus faible que 5,0 unités. Cette valeur de référence permet aussi de différencier les causes anthropiques des causes naturelles de l'acidification des précipitations. La réaction de formation de l'acide carbonique est représentée par l'équation suivante : (Olivier, 2009)



Le dioxyde de carbone n'est pas le seul gaz naturellement présent dans l'atmosphère à pouvoir réagir avec les gouttelettes d'eau pour former un acide. Cela est également le cas pour le dioxyde de soufre (SO₂) et pour les oxydes d'azote (NO_x). Ceux-ci réagissent avec l'eau et l'oxygène de l'air pour former respectivement de l'acide sulfurique (H₂SO₄) et de l'acide nitrique par le biais des réactions chimiques suivantes : (*ibid.*)



Les termes « précipitations acides » et « pluies acides » ne sont pas tout à fait justes. Effectivement, l'utilisation du terme « dépôts acides » est beaucoup plus adéquate lorsqu'il s'agit de mesurer précisément la quantité de SO₂ et de NO_x tombée dans le but d'évaluer leurs effets sur l'environnement. De fait, lorsque les polluants réagissent avec l'eau pour retomber sous forme de pluie, de neige, de bruine ou de brouillard, il s'agit de « dépôts humides » (EPA, 2007b). Or, ils

peuvent également s'incorporer à de la fumée, s'adsorber à des matières en suspension dans l'air ou se coller sur les arbres et les infrastructures (*ibid.*). À ce moment, le SO₂ et les NO_x retombent sous forme gazeuse ou particulaire en « dépôts secs » (Environnement Canada, 2010a). La figure 1.1 illustre les précurseurs des deux types de dépôts acides expliqués ci-dessus. Pour les besoins du présent essai, les termes « précipitations acides » et « pluies acides » font référence à l'ensemble des dépôts, soit les dépôts humides et les dépôts secs.

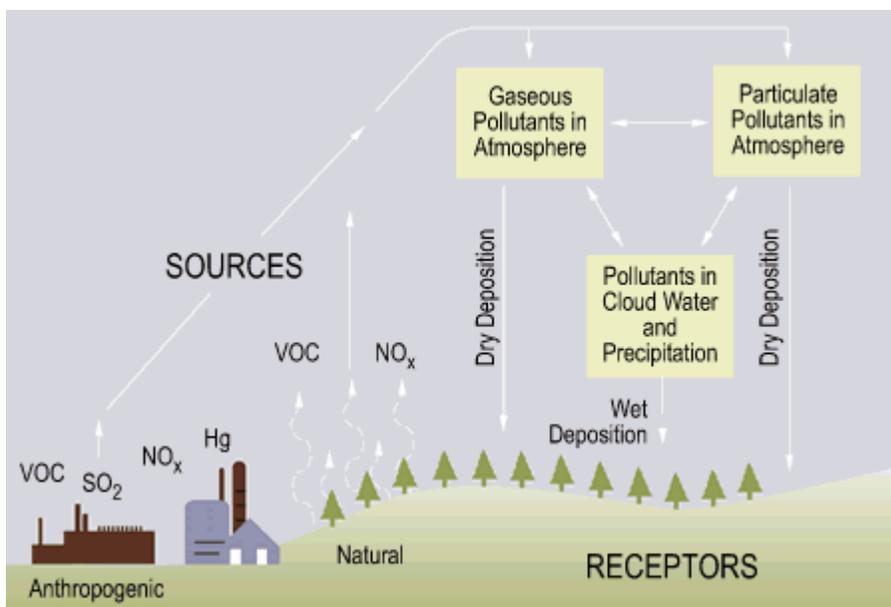


Figure 1.1 Schéma des précurseurs des dépôts humides et secs (tiré d'EPA, 2007b)

1.2 Sources des émissions acidifiantes et leur évolution

Comme les précipitations sont naturellement acides, il a été déterminé par la communauté scientifique que les précipitations acides ont un pH inférieur ou égal à 5,0 unités. Cette valeur de référence permet également de différencier les sources naturelles et anthropiques des émissions de SO₂ et de NO_x. Cette section identifie d'abord les sources naturelles pour ensuite poursuivre avec les sources anthropiques des émissions acidifiantes et terminer avec l'évolution et la tendance des émissions des deux polluants acidifiants.

1.2.1. Sources naturelles

Comme il a été mentionné précédemment à la section 1.1 de ce chapitre, des gaz sont présents dans l'atmosphère de façon naturelle. Cela est le cas notamment pour le SO₂ et les NO_x. Ces derniers abaissent le pH des précipitations à 5,6, ce qui les rend naturellement acides. Les sources naturelles des émissions de SO₂ sont les éruptions volcaniques et l'oxydation biologique de

composés sulfurés. Pour leur part, les émissions naturelles de NO_x proviennent de la foudre, de l'activité microbologique des sols et des feux de forêt. Puisqu'il s'agit de sources naturelles de gaz, les quantités émises ne sont pas considérées dans la problématique des précipitations acides. (Jeffries et autres, 2008)

1.2.2. Sources anthropiques

Avec la généralisation de la mécanisation, du travail en manufacture et des débuts des industries textiles, minières et métallurgiques, la révolution industrielle du XIX^e siècle a vu apparaître la principale source d'énergie de l'époque, le charbon. Or, il appert que le charbon est toujours utilisé comme source d'énergie dans plusieurs centrales thermiques. Entre autres, les centrales électriques du centre-est des États-Unis utilisent un charbon contenant entre 1 % et 5 % de soufre (S) (Olivier, 2009). Le soufre se retrouve dans le charbon, soit sous forme d'inclusions de cristaux de pyrite (FeS_2) pouvant être retirés mécaniquement, soit sous forme de soufre organique ce qui le rend indissociable (*ibid.*). Dans le second cas, la combustion du charbon génère inévitablement du SO_2 . Bien qu'il ne s'agisse pas d'une source d'émission majeure au Canada, les États-Unis sont responsables de 60 % des dépôts humides de sulfates au Québec (Dupont, 2004). Leur contribution peut atteindre jusqu'à 80 % au sud de la province. Il est donc important de considérer cette source vu les retombées acides en sol québécois.

Au Canada, deux tiers des émissions totales de SO_2 sont de sources industrielles et le quart de celles-ci provient de secteurs non industriels tels que la production d'électricité. Parmi le secteur industriel, les fonderies de métaux non ferreux sont des émettrices importantes. En effet, plusieurs métaux exploités par ces fonderies sont issus de minerais sulfurés (Olivier, 2009). Le zinc, le cuivre et le nickel sont notamment concernés. Tout le secteur en amont de l'industrie pétrolière est un autre responsable. Ensemble, ils comptent pour 75 % des émissions de SO_2 . Viennent, ensuite, les secteurs de l'aval de l'industrie pétrolière et de l'aluminium. La figure 1.2 permet de visualiser la contribution des différents secteurs industriels aux émissions de SO_2 . (Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME), 2011)

La plus grande source d'émission de NO_x autant au Canada qu'aux États-Unis est, sans contredit, le secteur des transports. Il compte pour 54 % des émissions d'azote canadiennes. Le second secteur est celui en amont des industries pétrolière et gazière. La troisième place revient à la production d'électricité. Toutes ces sources d'émissions sont concentrées dans les grands centres urbains où la densité de véhicules et l'utilisation de carburants fossiles sont élevées (Dupont, 2004). La figure 1.3 illustre la contribution de ces secteurs aux émissions de NO_x . (CCME, 2011)

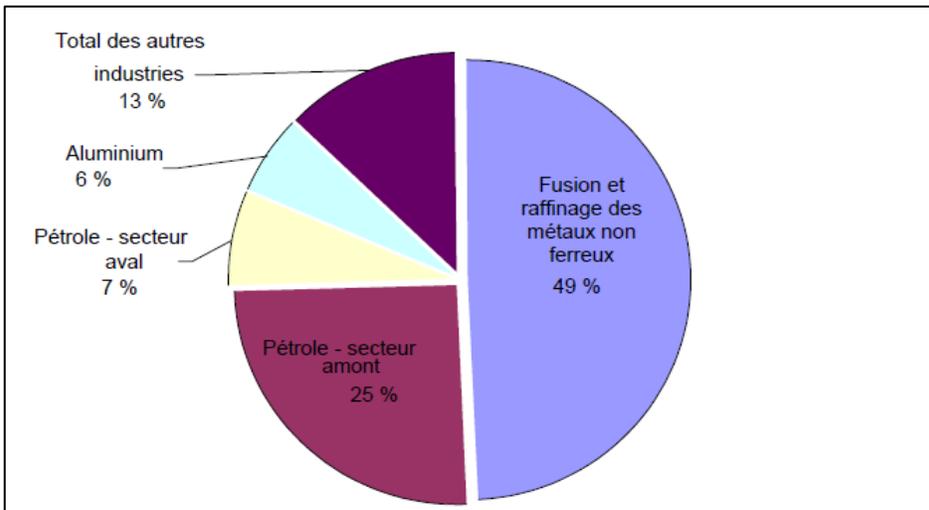


Figure 1.2 Sources des émissions de SO2 au Canada (tiré de CCME, 2011)

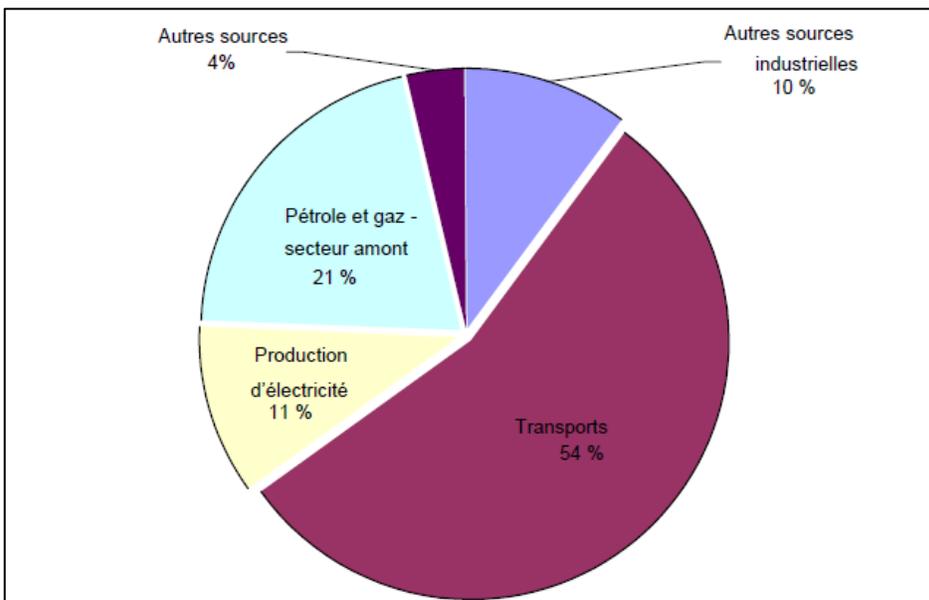


Figure 1.3 Sources des émissions de NOx au Canada (tiré de CCME, 2011)

1.2.3. Évolution et tendances des émissions de SO2 et de NOx

Les divers engagements du gouvernement du Canada et des États-Unis à diminuer les émissions de polluants acidifiants ont eu des effets bénéfiques. Actuellement, certains lacs canadiens montrent des signes de rétablissement. Par contre, davantage d'efforts doivent être faits pour diminuer les émissions sous les charges critiques que les écosystèmes peuvent accepter. En se basant sur les cibles de la Stratégie pancanadienne après l'an 2000 ainsi que sur celles de l'Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air, Environnement Canada (2012) prévoit une diminution

d'environ 4 % des émissions de SO₂ entre 2000 et 2020. De façon plus précise, les émissions de soufre vont augmenter de 15 % dans l'ouest du Canada alors qu'elles vont être en baisse de 21 % dans l'est pour la même période de temps. Cette réduction est principalement due à la diminution des émissions issues de l'utilisation des véhicules hors route suite à une réglementation plus sévère ainsi qu'à la baisse des émissions dans les secteurs commercial, résidentiel et dans le secteur de la production d'électricité. Pour sa part, l'augmentation des émissions de SO₂ est issue de l'industrie pétrolière et gazière. Il est également prévu que les émissions de soufre diminuent aux États-Unis de 38 % en 2020, à la suite des réductions dans le secteur de la production d'électricité. (Environnement Canada et Services Météorologiques du Canada, 2004)

En ce qui concerne les émissions de NO_x, les prévisions tendent vers une diminution de 39 % dans l'est du Canada et une augmentation de 5 % dans l'ouest entre 2000 et 2020. Au total, elles devraient être réduites de 17 % au cours de la même période. Ces pourcentages sont le résultat de la baisse dans le secteur du transport routier et hors route ainsi que de l'augmentation des émissions dans le secteur de l'industrie pétrolière et gazière. Aux États-Unis, les réductions prévues sont de l'ordre de 47 % pour 2020 et elles sont issues des mêmes secteurs qu'au Canada. (*ibid.*)

1.3. Distribution des précipitations acides

Comme il a été mentionné à la section 1.2, les précipitations acides sont le résultat des émissions anthropiques du SO₂ et des NO_x. La trajectoire des précipitations acides va inévitablement suivre la distribution des émissions acidifiantes. Les sources des émissions acidifiantes présentées précédemment se retrouvent là où une densité de population est forte (Olivier, 2009). Toutefois, le SO₂ étant émis par de hautes cheminées favorisant sa dilution dans l'air, il voyage sur de plus grandes distances avant de se déposer. Pour leur part, les NO_x sont émis au niveau du sol par les tuyaux d'échappement des véhicules. Dans les deux cas, les polluants sont ensuite transportés par le vent. De ce fait, les conditions météorologiques ainsi que le climat d'un territoire sont des facteurs déterminants dans le transport des dépôts acides. Il n'est donc pas surprenant que les polluants se déposent à des milliers de kilomètres de leur lieu d'origine. La figure 1.4 montre les différentes régions du globe touchées par la problématique des précipitations acides.

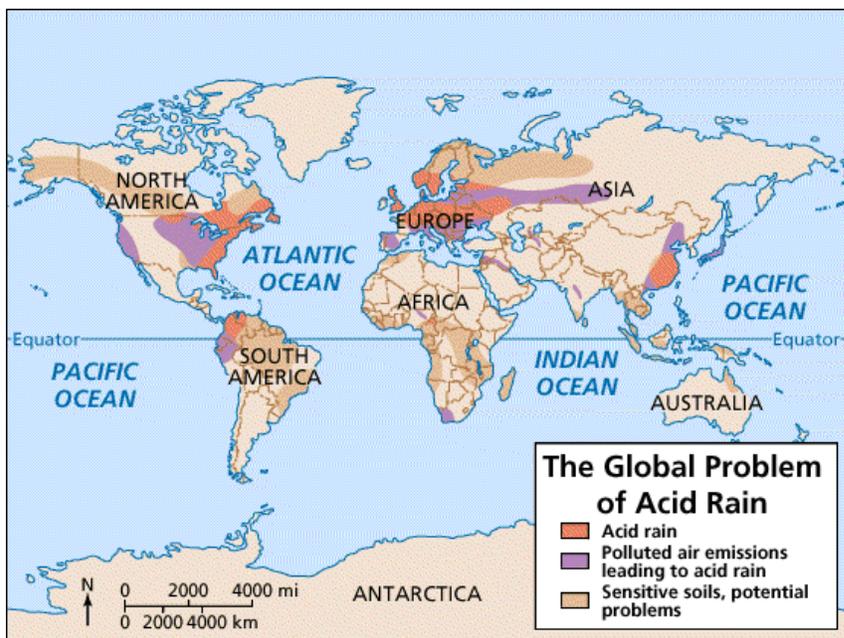


Figure 1.4 Distribution des précipitations acides autour du globe (tiré de Holt, Rinehart et Winston, s.d.)

Les continents les plus touchés par les précipitations acides sont l'Europe et l'Amérique du Nord. La figure 1.4 permet de constater que les émissions acidifiantes proviennent des États-Unis et que les effets sont observés au Québec. En effet, en Amérique du Nord, les émissions de SO_2 et de NO_x suivent le déplacement des grandes masses d'air dont la trajectoire est orientée vers l'est du continent. La carte de l'annexe 1 montre ce phénomène en fonction des sources d'émissions du SO_2 et des NO_x par la production d'électricité dans le nord-est de l'Amérique du Nord avec la trajectoire des vents dominants. (Dupont, 2004)

Au Canada, les émissions acidifiantes se concentrent dans le corridor Windsor-Québec, car il s'agit d'une zone fortement urbanisée où il y a beaucoup de transport routier et d'une zone abondante en centrales thermiques. Les provinces du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse ainsi que Terre-Neuve ont également des points névralgiques dans leur centre-sud et leur centre-est respectivement. Les figures 1.5 et 1.6 montrent la quantité de dépôts de sulfates pour l'année 2001 et leurs prévisions pour l'année 2010 pour la province de Québec. (Environnement Canada et Service Météorologique du Canada, 2004)

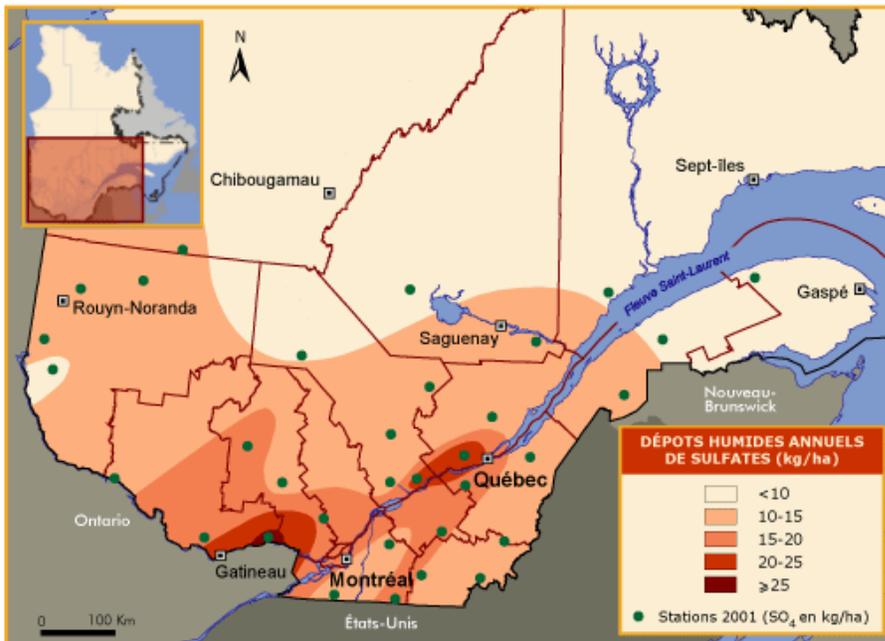


Figure 1.5 Carte des dépôts de sulfates dans la province de Québec en 2001 (tiré de Dupont, 2004)

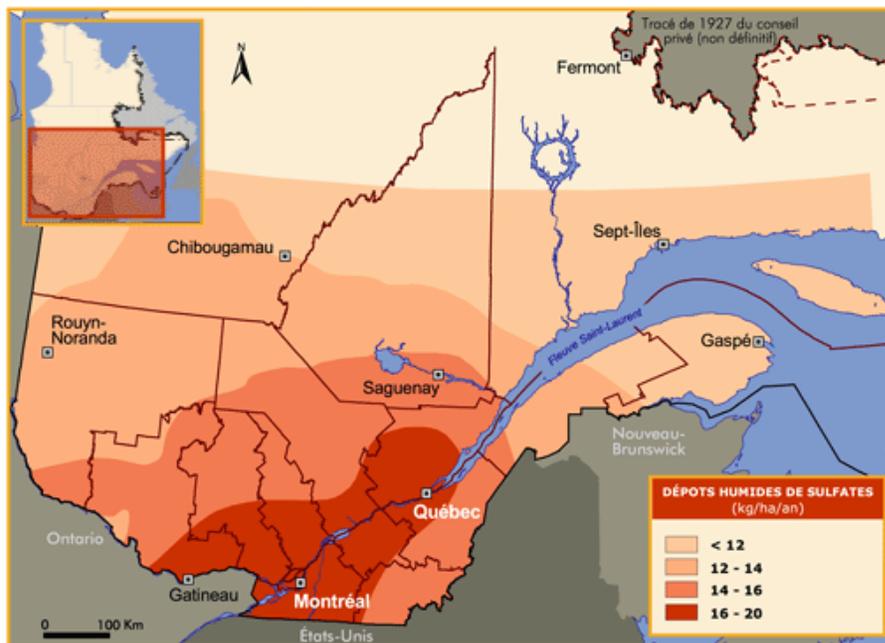


Figure 1.6 Carte des prévisions des dépôts de sulfates dans la province de Québec en 2010 (tiré de Dupont, 2004)

Les effets des précipitations pour le Québec sont, par conséquent, observables tout au long de la vallée du Saint-Laurent à partir de l'Outaouais et de l'Abitibi. De plus, ces effets sont surtout dus à un cumul des émissions outre-frontières, sauf pour l'Abitibi où les fonderies de métaux non-ferreux de Rouyn-Noranda et de Sudbury ont été responsables. (Olivier, 2009)

1.4. Effets nocifs des précipitations acides

Il a été établi plutôt que les précipitations acides sont une problématique présente au Québec, principalement au sud où est concentrée la population. Puisque le sous-sol de cet endroit possède peu la capacité de neutraliser l'acidité des précipitations, elles peuvent causer des répercussions sur l'environnement naturel et sur les infrastructures. Cette section vient expliquer les effets néfastes des précipitations qui peuvent être observés sur les écosystèmes aquatiques, les sols, la végétation ainsi que sur divers types d'infrastructures.

1.4.1. Effets sur les écosystèmes aquatiques

Depuis plus de 40 années, des scientifiques étudient les effets des précipitations acides sur les lacs au Québec, leur faune et leur flore afin de les comprendre dans le but ultime de les enrayer et de restaurer les écosystèmes. Les précipitations acides provoquent une diminution de pH dans l'eau des lacs et des rivières. Cette diminution de pH entraîne à son tour une diminution de la biodiversité florale et faunique. Entre autres, il a été montré que, lorsque le pH atteint une valeur entre 5,0 et 5,5 unités, 75 % des espèces de poissons d'eau douce disparaissent (Van Coillie et Van Coillie, 2010). Parmi celles-ci, les espèces sensibles sont les premières à disparaître lorsque le pH atteint des valeurs entre 6,0 et 5,5 unités. Si le pH descend sous des valeurs de 5,0 unités, il ne reste que les espèces résistantes dans l'écosystème. Cependant, leur capacité à se reproduire est grandement compromise. Ainsi, le nombre d'espèces de planctons, de plantes, de poissons et d'invertébrés est fortement diminué par l'acidité. La chaîne trophique se retrouve appauvrie et les espèces vont jusqu'à disparaître. De plus, le lessivage de l'aluminium des sols contribue à la dégradation des écosystèmes lacustres. Ultimement, la pêche sportive s'en trouve affectée ce qui diminue les revenus qui sont associés à cette activité économique et récréotouristique. Les effets des précipitations acides sur la biodiversité en eau douce seront expliqués plus en détail dans le chapitre 4 du présent essai. (MDDEFP, 2002a)

1.4.2. Effets sur les sols et la végétation

Il est aujourd'hui bien connu que les précipitations acides contribuent à la perte de cations basiques du sol. Les ions hydrogène (H^+) contenus dans les gouttelettes d'eau se fixent aux particules d'argile du sol libérant ainsi les ions calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), sodium (Na^+) et potassium (K^+); ceci diminue le pH des sols. L'acidification de ceux-ci engendre, par la suite, différents

problèmes chez les végétaux. En terres acides, les plantes et les arbres éprouvent de la difficulté à croître. En effet, les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} sont des éléments nutritifs essentiels à la croissance des végétaux. Leur absence diminue donc la vitesse de croissance de ceux-ci. De plus, en conditions acides, les sols libèrent des ions aluminium (Al^{3+}) qui sont bioaccumulés dans les végétaux où ils inhibent la synthèse de l'hormone cytokinine (Van Coillie et Van Coillie, 2010). Puisque cette hormone joue un rôle primordial dans la division cellulaire chez les plantes, la croissance est ainsi inhibée. (Environnement Canada et Service Météorologique du Canada, 2004)

Il a également été observé que la diminution du pH des sols entraîne une diminution de la fréquence d'endomycorhization dans les racines des arbres. Or, ces champignons jouent un rôle très important au niveau de l'absorption des nutriments. De ce fait, lorsque le sol est acide, les arbres se retrouvent avec moins d'endomycorhizes et le prélèvement des nutriments est plus difficile, ce qui nuit à leur croissance (*ibid.*). Tous ces effets sont observés en particulier en sols forestiers. Les terres agricoles ne connaissent pas de tels effets puisqu'elles sont enrichies avec des engrais et des matières fertilisantes leur fournissant les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} ayant été lessivés et subissent des traitements de chaux (Van Coillie et Van Coillie, 2010). Les différentes étapes par lesquelles les sols perdent leurs cations basiques ainsi que la chimie des sols seront expliquées davantage dans le détail au chapitre 3 du présent essai.

En plus d'avoir un effet négatif sur la croissance des végétaux, les précipitations acides diminuent la capacité des arbres à résister au gel ainsi que leur capacité à lutter contre les maladies et les insectes défoliateurs. Elles altèrent également la structure des cires recouvrant les feuilles ainsi que les aiguilles de certaines espèces d'arbres. Lorsque le feuillage est ainsi altéré, les arbres perdent leur eau en plus de retenir des solutés pouvant provoquer l'absorption d'ions dommageables. Aussi, les pluies acides ont aussi un effet direct sur les plantes et les arbustes. (Environnement Canada et Service Météorologique du Canada, 2004)

1.4.3. Effets potentiels sur la santé humaine

Les précipitations acides n'ont guère d'effet sur la santé humaine. Toutefois, la santé publique peut être affectée près des sources d'émission de SO_2 et de NO_x . Les particules de sulfates et de nitrates présentes dans l'atmosphère y affectent la santé humaine. Elles y sont formées lorsque le SO_2 et les NO_x entrent en réaction dans l'atmosphère. En raison de leur faible poids, elles peuvent pénétrer très profondément dans les poumons lorsqu'inhalées. Des études scientifiques ont montré qu'il semble exister une relation entre une mort prématurée suite à des problèmes pulmonaires tels que des bronchites et des allergies, et le niveau élevé de particules fines de sulfates et de nitrates.

Une corrélation a aussi été établie entre le haut niveau de particules fines et l'augmentation du taux de maladies. (EPA, 2007a)

1.4.4 Effets potentiels sur les matériaux

Certains auteurs mentionnent que les précipitations acides peuvent également contribuer à la corrosion des métaux et à la détérioration de la peinture ainsi que de la pierre. De ce fait, les infrastructures comme les édifices, les ponts ainsi que les monuments et statues sont susceptibles d'être dégradés par les dépôts humides et secs. Cela affecte non seulement leur aspect esthétique, mais également leur aspect fonctionnel en plus de diminuer leurs valeurs monétaire et culturelle. Par contre, d'autres auteurs traitent cet aspect avec plus de parcimonie. Effectivement, sans nécessairement nier le lien entre les précipitations acides et leurs effets sur les infrastructures, ils soutiennent toutefois que les dommages sont minimes (EPA, 2010; Van Coillie et Van Coillie, 2010)

1.5. Historique des mesures prises contre les précipitations acides

Dans le but de mieux circonscrire la problématique des précipitations acides dans le temps et pour mieux comprendre leurs conséquences, cette section relate les différentes mesures prises contre les précipitations acides. Certaines initiatives entreprises par le Canada, les États-Unis et l'Europe pour réduire les conséquences néfastes des précipitations acides sont tout d'abord détaillées. Ensuite, les programmes de surveillance et de suivi sont expliqués.

1.5.1. Historique des initiatives adoptées contre les précipitations acides

Des effets des précipitations acides sur l'environnement ont été observés dès le XVII^e siècle. Par contre, les problèmes sur l'environnement qu'elles engendrent ont seulement été reconnus mondialement dans les années 1950 et 1960 lorsque la corrélation entre le déclin des populations de poissons et l'augmentation de l'acidité dans les précipitations a été établie en Scandinavie. Au Canada, la prise de conscience sur les pluies acides a également eu lieu à la même époque; en effet, une acidité anormale a été alors détectée dans les lacs de la Nouvelle-Écosse. De plus, au milieu des années 1960, le déclin des populations de poissons dans les lacs au sud-est de Sudbury en Ontario a été attribué aux effets des précipitations acides. (Nixon, 2002)

À la suite des constatations faites en Scandinavie, l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) met sur pied un programme de mesures sur une grande partie du continent européen. Le programme est effectif de 1972 à 1977 et confirme que les émissions de SO₂ sont transportées sur de longues distances. À la lumière de ces résultats, il devient évident qu'une coopération internationale s'impose. Au Canada, il a fallu attendre jusqu'en 1976 avant que le pays développe son propre réseau d'échantillonnage des précipitations afin de

surveiller ces dernières. En 1978, un Groupe canado-américain de recherche et de consultation est chargé, par les gouvernements du Canada et des États-Unis, d'étudier le transport à grandes distances des polluants atmosphériques. En plus d'étudier ce phénomène, le Groupe devait étudier celui des précipitations acides. Au mois d'octobre de l'année suivante, les gouvernements canadien et américain publient conjointement le premier rapport du Groupe de recherche et de consultation. Ce rapport souligne que les précipitations acides sont un problème commun très inquiétant. (*ibid.*)

Au mois de novembre 1979, la Convention de Genève sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance est signée par le Canada, les États-Unis ainsi que par 32 pays d'Europe de l'Est et de l'Ouest. Le but de la convention est de limiter graduellement et de prévenir la pollution de l'air incluant la pollution atmosphérique transfrontalière. À cette fin, les Parties développent des stratégies et des politiques par le biais d'échanges d'informations et de la recherche. Huit protocoles spécifiant les mesures mises en place par les Parties ont été adoptés. Par contre, la convention n'est pas contraignante pour les signataires. En effet, elle n'oblige pas les Parties à réduire leurs émissions de polluants mais elle constitue un accord d'échange d'informations entre les signataires. (Nixon and Curran, 1998; UNECE, 2010)

Ensuite, en 1980, le Congrès américain adopte l'*Acid Deposition Act* qui propose un programme de recherche d'une durée de dix ans sous la responsabilité du *National Acidic Precipitation Assessment Program* (NAPAP). Le NAPAP s'est penché sur les effets des précipitations sur les écosystèmes lacustres, les écosystèmes terrestres et d'autres matériaux. Il a également subventionné des recherches sur les processus atmosphériques et des programmes de contrôle potentiels. Puis, en 1985, le protocole d'Helsinki est signé par le Canada ainsi que par 20 autres pays. La ratification du protocole engage le gouvernement canadien à réduire de 30 % sous les niveaux de 1980 les émissions de SO₂ le plus rapidement possible ou à l'échéance de 1993. Il fait suite à la Convention de Genève sur la pollution atmosphérique transfrontalière. (NADP, 2012; Nixon et Curran, 1998)

En 1985, le Programme canadien de lutte contre les précipitations acides est lancé. Il a pour objectif de diminuer les émissions de SO₂ de 1,89 million de tonnes par an jusqu'en 1994 dans les sept provinces à l'est de la Saskatchewan. Le Canada acceptait d'abaisser le plafond des émissions de soufre à 2,3 millions de tonnes dans l'est du pays. Les trois volets suivants composaient le programme : la réduction des émissions de SO₂ en fonction des objectifs et de l'échéancier fixés, le développement de technologies rentables permettant de réduire les émissions de polluants ainsi qu'un programme de recherche et de contrôle. Afin qu'ils soient mis en œuvre, le

gouvernement fédéral, les gouvernements provinciaux et les industries ont eu une collaboration fructueuse. La cible du programme a même été avancée à 1993. (Nixon et Curran, 1998)

En 1986, une étude du *National Research Council* réalisée par des scientifiques américains et canadiens démontre le lien de cause à effet existant entre les émissions de SO₂ et les dépôts humides de sulfates et l'acidification des ressources lacustres dans l'est de l'Amérique du Nord (*ibid.*). Malgré cela, il a fallu attendre plus longtemps avant que les États-Unis prennent des initiatives de réduction des émissions acidifiantes. De fait, le Congrès américain a adopté, seulement en 1990, les *Clean Air Act Amendments* (CAAA) (Nixon, 2002). Leur titre IV propose des moyens de réduction des SO₂ et des NO_x (NADP, 2012). Les États-Unis s'engagent alors à réduire de dix millions de tonnes leurs émissions de SO₂ pour l'an 2000 (Nixon, 2002). L'implantation du CAAA s'est faite en deux phases. La première phase a débuté en 1995 et assujettissait à la législation les quelque 110 centrales thermiques au charbon (NADP, 2012). La seconde phase, quant à elle, visait les plus petites unités (*ibid.*).

Par la suite, en 1991, le premier ministre du Canada signe avec le président des États-Unis un accord bilatéral traitant de la pollution transfrontalière entre les deux pays. Cet accord, mieux connu sous le nom d'Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air, officialisait les plafonds d'émission de SO₂ à 3,2 millions de tonnes au Canada pour 2000, à 2,3 millions de tonnes pour l'est du Canada et à 13,3 millions de tonnes aux États-Unis à l'horizon de 2010. L'accord prévoyait également les éléments suivants : (*ibid.*)

- une réduction des émissions de NO_x dans les dix prochaines années;
- une imposition de normes plus sévères pour les nouveaux véhicules;
- un suivi des émissions acidifiantes;
- des mesures pour protéger les zones naturelles sauvages.

En 1998, la Stratégie pancanadienne après l'an 2000 est signée par les territoires, les provinces et le gouvernement fédéral lors de la réunion des ministres de l'Énergie et de l'Environnement à Halifax. Le principal objectif à long terme de la stratégie est d'atteindre le seuil environnemental de charges critiques de dépôts acides dans tout le Canada (*ibid.*). Afin de pouvoir atteindre cet objectif, la stratégie prévoit également des objectifs ciblés tels que (CCME, 2012) :

- une élaboration de nouvelles mesures pour lutter contre les émissions de SO₂ et de NO_x autant au Canada qu'aux États-Unis;
- une mise en œuvre de mesures de prévention de la pollution afin que les nouvelles installations soient plus respectueuses de l'environnement;
- une mise en œuvre de mesures pour réduire au minimum les émissions;

- un maintien d'un rôle actif dans la surveillance ainsi que la science des précipitations acides.

Toutes ces initiatives prises de la part des gouvernements canadien et américain ont été positives. Grâce, entre autres, à la Stratégie pancanadienne après l'an 2000, les émissions de SO₂ ont diminué de 47 % en 2008 par rapport au plafond national de 3,2 millions de tonnes. Cela représente une réduction de 63 % du niveau de 1980 et de 46 % du niveau de SO₂ de 1990. Les États-Unis ont également respecté leurs engagements. En 2000, ils avaient atteint leur objectif de réduction de dix millions de tonnes de SO₂ sous les niveaux de 1980. De plus, en 2007, les émissions liées au secteur de la production d'électricité ont baissé sous le plafond national de 2010, soit sous 8,95 millions de tonnes. (Commission mixte internationale, 2010)

En dépit de tous les efforts déployés jusqu'à aujourd'hui pour réduire les effets des précipitations acides sur l'environnement, les constats des conséquences sur les écosystèmes demeurent accablants. En effet, le Groupe canado-américain de recherche et de consultation remarque qu'une superficie proche de 800 000 km² va continuer de recevoir des quantités de précipitations acides dépassant les seuils critiques des écosystèmes aquatiques et terrestres. Cela signifie que 95 000 lacs dans le sud-est du Canada sont acidifiés. De ce fait, des efforts supplémentaires devront être fournis par le Canada et les États-Unis pour diminuer réellement la portée des précipitations acides. Par exemple, en Ontario et au Québec, les réductions d'émission devraient dépasser de 75 % les plafonds actuellement en vigueur. Il en est de même pour les États-Unis. Dans le cas contraire, les écosystèmes aquatiques de l'est du Canada ne pourront pas être protégés contre l'acidification de leurs eaux. (Environnement Canada et Services Météorologique du Canada, 2004; Nixon, 2002)

Un autre facteur pourrait devenir problématique si aucune attention n'y est portée. Effectivement, bien que les prévisions des émissions de NO_x montrent une diminution de leur quantité entre 1990 et 1995, elles atteindraient 2,187 millions de tonnes en 2010. Il est connu que les écosystèmes terrestres des bassins versants dans l'est du Canada ont la faculté d'emmagasiner l'azote (N). Cependant, cette capacité à retenir l'azote a des limites. Ainsi, si les émissions de NO_x ne sont pas surveillées et diminuées, une acidification des écosystèmes aquatiques par cet azote peut se produire. (*ibid.*)

1.5.2. Programmes de surveillance et de suivi associés aux précipitations acides

Les différents réseaux de surveillance et de suivi de la qualité de l'air et des précipitations en fonction au Canada sont indispensables. Ils permettent d'effectuer des mesures, des projections et de la modélisation sans lesquelles la compréhension de la problématique des précipitations acides et de ses effets sur l'environnement n'aurait pas permis les avancées actuelles. Il est donc primordial de suivre les dépôts d'émissions acidifiantes et plusieurs réseaux y contribuent.

Le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique au Canada (RNSPA), sous la responsabilité du gouvernement fédéral, est entré en fonction en 1969. Il avait pour but de fournir des données à long terme sur la qualité de l'air. À l'aide de ses 368 stations de mesure à travers toutes les provinces du Canada, il effectue une surveillance constante des émissions de SO₂ et de NO_x ainsi que du monoxyde de carbone (CO), de l'ozone et des matières particulaires en suspension. (Environnement Canada, 2011b)

Le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCEPA) a été mis sur pied en 1983 par le gouvernement fédéral. Il est le résultat de la fusion de deux anciens réseaux suivants : le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations (RCEP) et le Réseau de surveillance de l'air et des précipitations au Canada (RSAP). Le RCEPA est constitué de 33 stations qui sont principalement réparties dans le centre et l'est du Canada. La figure 1.7, à la page suivante, montre la position de chacune des stations de ce réseau sur le territoire canadien. Il est prévu que d'autres stations soient ajoutées au réseau dans l'ouest du pays. Bien qu'à l'origine, il ait été conçu pour mieux connaître les sources ainsi que les conséquences des précipitations acides, il possède aujourd'hui les cinq objectifs suivants : (Environnement Canada, 2010b)

- déterminer le profil spatial et les tendances temporelles des polluants;
- fournir de l'information pour les évaluations par une modélisation atmosphérique et la recherche sur les incidences;
- assurer la compatibilité des mesures faites par les organismes fédéraux, provinciaux, américains et mondiaux;
- étudier les processus atmosphériques;
- fournir des renseignements en temps réel pour les prévisions de la qualité de l'air.

Les émissions des contaminants acidifiants sont compilées par l'Inventaire canadien des principaux contaminants atmosphériques (PCA). Il est sous la responsabilité d'Environnement Canada. Le PCA cumule les données recueillies par les provinces, les territoires et certaines régions particulières. Il a été créé pour permettre le suivi des réductions des émissions et pour aider l'évaluation scientifique des problèmes atmosphériques. Grâce à l'Inventaire national des rejets de

polluants au Canada (INRP), plusieurs industries et certaines institutions doivent obligatoirement déclarer la quantité de polluants rejetés dans l'atmosphère, l'eau et le sol ainsi que ceux qu'ils éliminent et recyclent. Les polluants dont le PCA tient l'inventaire sont le SO_2 , les NO_x , les particules en suspension et l'ammoniac (NH_3). (Environnement Canada et Service Météorologique du Canada, 2004)

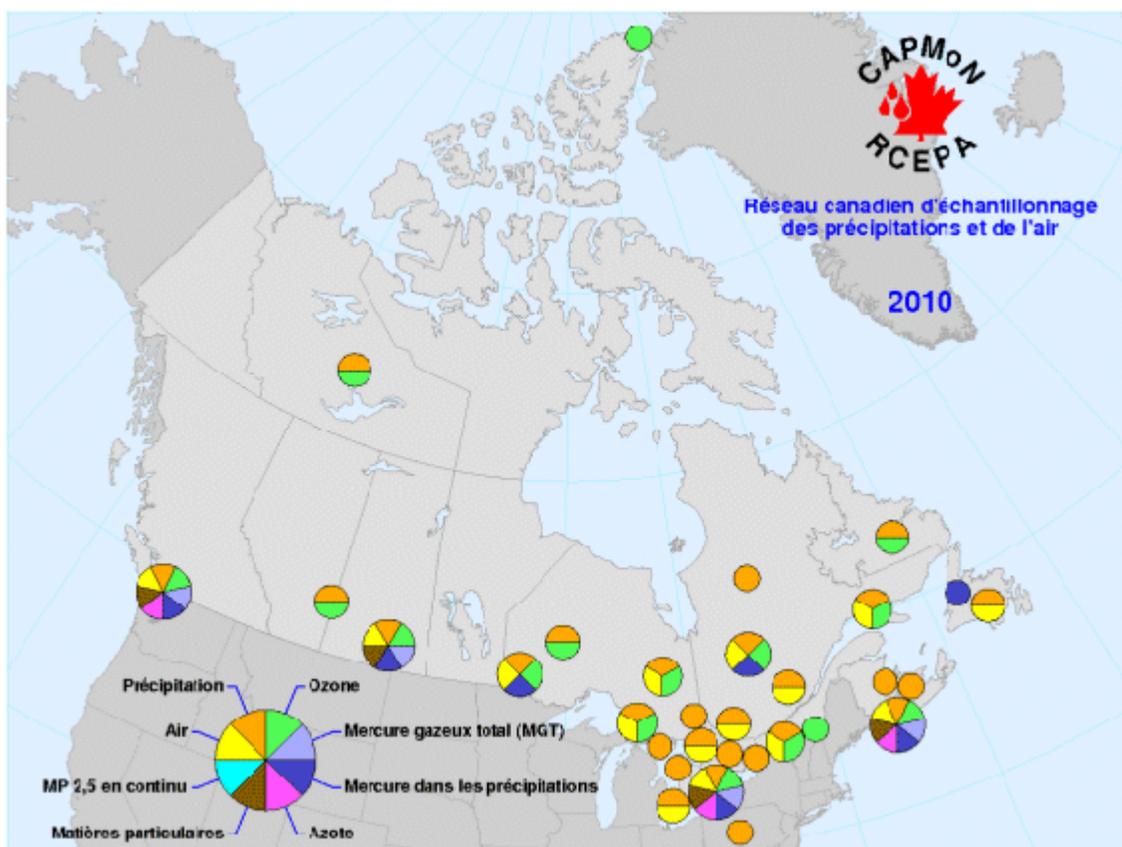


Figure 1.7 Carte de la position des stations de mesures du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (tiré d'Environnement Canada, 2011a)

Au Québec, le Programme de surveillance de la qualité des précipitations au Québec (PSQP) a débuté en 1981. Il met l'accent sur les dépôts acidifiants humides. Son objectif principal est « *la production de données hebdomadaires sur la qualité des précipitations solides et liquides afin de soutenir le Québec, le Canada et l'Amérique du Nord dans leurs efforts communs de réduction des dépôts de matières acidifiantes et toxiques* ». Il a 34 stations de mesure et constitue le réseau de surveillance aérien le plus important au Québec. La figure 1.8 de la page 18 montre l'emplacement des différentes stations de ce programme de surveillance. Aux stations du PSQP s'ajoutent cinq stations du RCEPA. La surveillance des précipitations du Québec s'effectue par ces deux réseaux.

Le tableau 1.1 qui suit résume les différentes initiatives ainsi que les divers programmes qui ont vu le jour afin de documenter, de suivre et de remédier à la problématique des précipitations acides. (MDDEFP, 2002b)

Tableau 1.1 Résumé chronologique des initiatives et programmes adoptés contre les précipitations acides

Initiatives et programmes	Dates
Entrée en fonction du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique	1969
Mise sur pied d'un programme de mesures des précipitations acides par l'OCDE	1972
Développement du premier réseau canadien de surveillance et d'échantillonnage des précipitations	1976
Étude du transport à grandes distances des polluants atmosphériques par un Groupe canado-américain	1978
Signature de la Convention de Genève sur la pollution atmosphérique transfrontalière	1979
Adoption de l' <i>Acid Deposition Act</i> par le Congrès américain	1980
Début du Programme québécois de surveillance de la qualité des précipitations	1981
Mise sur pied du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air	1983
Signature du protocole d'Helsinki par le Canada et 20 autres pays	1985
Lancement du Programme canadien de lutte contre les précipitations acides	
Démonstration du lien de cause à effet entre les émissions de SO ₂ , des dépôts de sulfates et l'acidification des plans d'eau douce dans l'est de l'Amérique du Nord	1986
Adoption des <i>Clean Air Act Amendments</i> par le Congrès américain	1990
Signature de l'Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air	1991
Signature de la Stratégie pancanadienne après l'an 2000 par les territoires, les provinces et le gouvernement fédéral du Canada	1998



Figure 1.8 Carte de la position des stations de mesures du Programme de surveillance de la qualité des précipitations du Québec (tiré de MDDEFP, 2002b)

2. LA PROBLÉMATIQUE D'ACIDIFICATION DES PLANS D'EAU DULCICOLE DU QUÉBEC

Une des conséquences majeures des précipitations acides au Québec est l'altération de la qualité des plans d'eau douce par leur acidification. Ce second chapitre vient donc faire le point sur cette problématique dans la province. En premier lieu, la distribution des lacs touchés par les précipitations acides est détaillée. En second lieu, deux indicateurs de la mesure de la fragilité des eaux douces à l'acidification sont expliqués. En troisième lieu, l'acidification temporelle de ces dernières est examinée. En quatrième lieu, les étapes du processus d'acidification sont présentées et, ensuite, les facteurs ayant une influence sur le processus d'acidification des plans d'eau dulcicoles sont explicités.

2.1. Distribution des lacs acidifiés au Québec

Les conséquences néfastes des précipitations acides sur l'environnement sont nombreuses. En effet, comme il a été mentionné précédemment dans le chapitre 1, elles ont des effets nocifs sur les écosystèmes aquatiques, sur les sols, sur les végétaux ainsi que, potentiellement, sur certains matériaux. Les petites particules de sulfates peuvent porter atteinte à la santé humaine. Tous les écosystèmes possèdent un équilibre particulier qui est primordial à leur fonctionnement optimal. Ainsi, la modification du pH d'un écosystème par les précipitations acides par exemple peut représenter une perturbation considérable. (Ferguson et Jeffries, 2012)

Les effets négatifs engendrés par les précipitations acides dépendent de la capacité du milieu ambiant à neutraliser de façon naturelle l'acidité des précipitations. Cette propriété est connue sous le nom d'« effet tampon ». Elle est due, entre autres, à la nature de la roche dont sont composés les sols et les sous-sols d'un bassin versant (Olivier, 2009). Par exemple, dans les bassins versants où les lits des cours d'eau sont en milieux calcaires ou crayeux, le carbonate de calcium se dissout et neutralise l'acidité des précipitations (*ibid.*). Les roches calcaires fournissent un tampon bicarbonate (HCO_3^-) qui neutralise les ions H^+ selon les formules qui suivent (Van Coillie et Van Coillie, 2010) :



Subséquemment, il est juste d'affirmer que les cours d'eau, dont le bassin versant où le lit est constitué de roches calcaires, sont davantage protégés contre l'acidification des précipitations que ceux étant composés de roches granitiques (*ibid.*). Malheureusement, le Québec est situé en majeure partie sur la formation géologique du Bouclier canadien qui est composé de roches

granitiques. Pour cette raison, 90 % du territoire québécois sont considérés sensibles aux précipitations acides (Dupont, 2004). Les terres au nord du fleuve Saint-Laurent constituent les milieux les plus sensibles aux pluies acides (MDDEFP, 2002a). La figure 2.1 illustre la sensibilité du territoire québécois aux pluies acides au sud de la province.

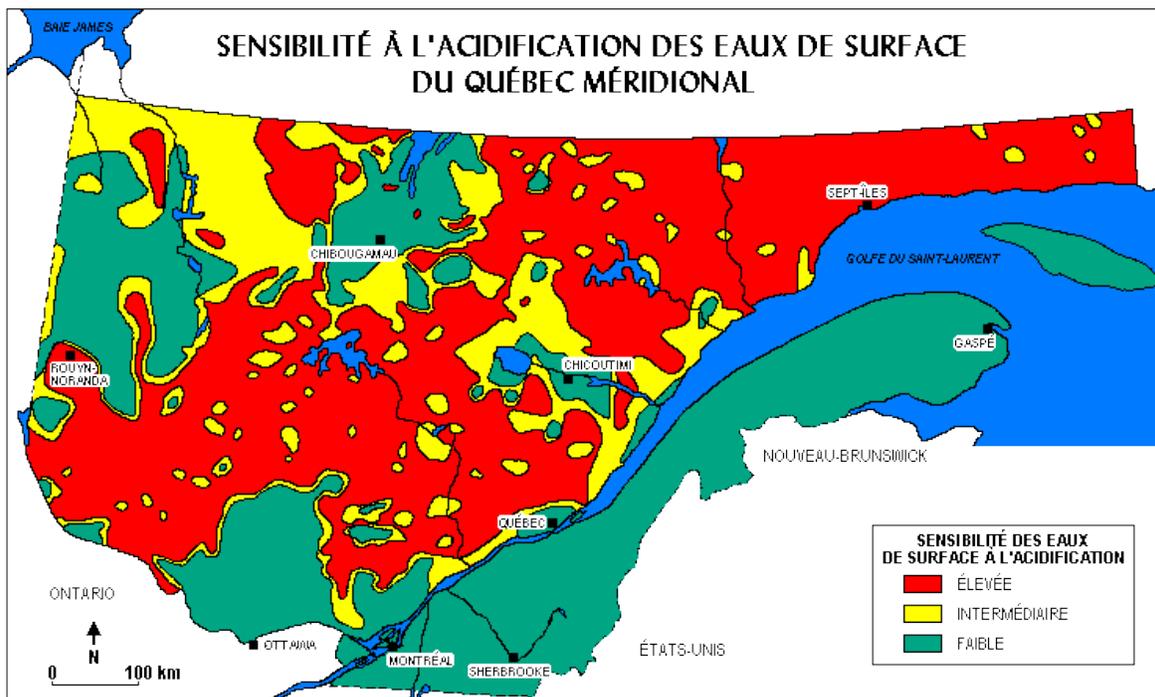


Figure 2.1 Sensibilité à l'acidification des eaux de surface du Québec méridional (tiré de MDDEFP, 2002a)

La carte ci-dessus permet aisément de constater que le portrait de la sensibilité du territoire au nord du Québec est assez homogène. Il existe, cependant, de petites enclaves protégées par les ions bicarbonates libérés de leur sol. Cette situation est la réalité pour les régions des basses terres de l'Abitibi, des lacs Saint-Jean et Mistassini ainsi que pour le nord de la Ville de Gatineau. De plus, la même situation est constatée pour toutes les terres au sud du fleuve Saint-Laurent puisque leur socle rocheux renferme du calcaire. Par conséquent, la distribution des lacs acidifiés est davantage au sud-ouest de la province de Québec ainsi qu'à sa Côte-Nord. Les lacs acidifiés comptent deux catégories en fonction de leur niveau d'acidité. La première correspond aux lacs acides qui ont un pH plus petit ou égal à 5,5 unités. La seconde catégorie est celle des lacs en transition qui comprend les lacs ayant un pH entre 5,5 et 6,0 unités. La figure 2.2 positionne les lacs acides, les lacs en transition ainsi que les lacs non acidifiés pour le sud de la province. (Dupont, 2004)

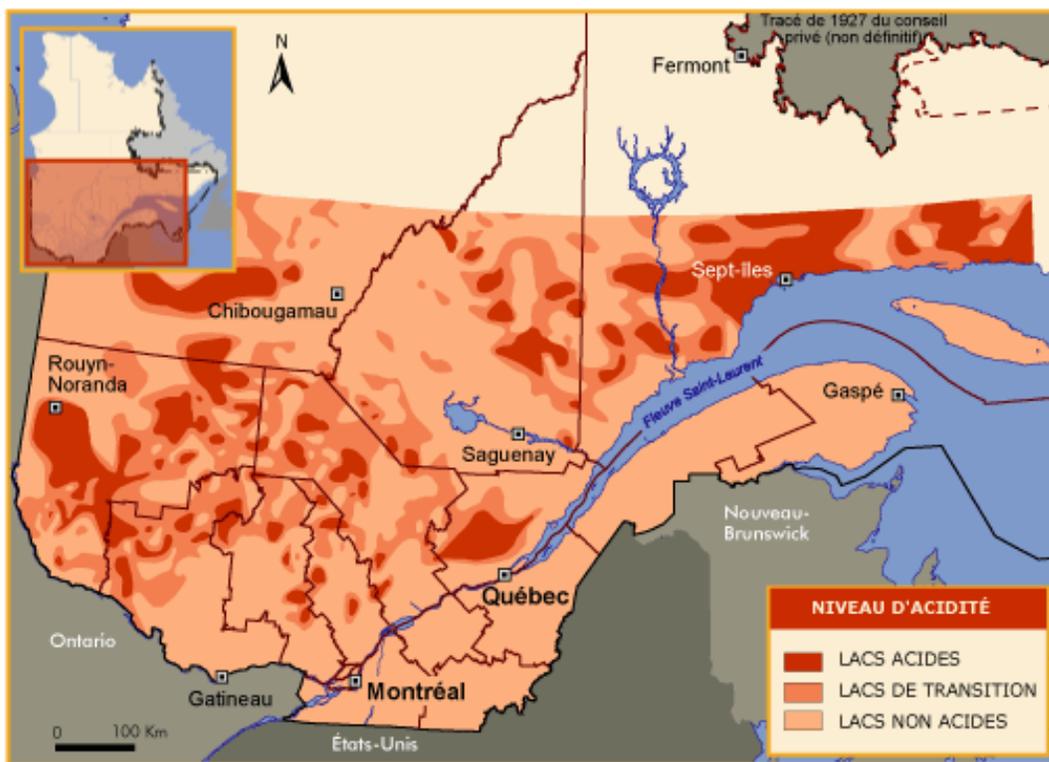


Figure 2.2 Niveau d'acidité des lacs pour le Québec méridional (tiré de Dupont, 2004)

Comme le montre une superposition des figures 2.1 et 2.2, les lacs acides sont tous situés dans les secteurs de grande sensibilité à l'acidification due au socle granitique du Bouclier canadien. Cela est le cas pour de nombreux lacs situés entre les villes de Québec, Gatineau, Rouyn-Noranda et Chibougamau. Par contre, tous les lacs situés dans ces zones ne sont pas acides. Pour les autres secteurs de la province de Québec, seulement de rares lacs acides y sont observés. Le tableau 2.1 énumère le nombre de lacs acides et en transition dans les régions les plus touchées du Québec. (*ibid.*)

Tableau 2.1 Pourcentage et nombre de lacs acides et en transition dans les régions du Québec (tiré de Dupont, 2004)

Région	Lacs acides pH ≤ 5,5		Lacs en transition 5,5 ≥ pH ≤ 6,0		Nombre total de lacs
	%	Nombre	%	Nombre	
Côte-Nord	33,0	13 066	66,0	26 132	39 595
Outaouais	23,3	7 708	62,5	20 675	33 080
Mauricie	11,8	3 139	58,3	15 509	26 602
Abitibi	15,9	2 447	40,1	6 171	15 388

Tableau 3.1 Pourcentage et nombre de lacs acides et en transition dans les régions du Québec (tiré de Dupont, 2004) (suite)

Région	Lacs acides pH ≤ 5,5		Lacs en transition 5,5 ≥ pH ≤ 6,0		Nombre total de lacs
	%	Nombre	%	Nombre	
Saguenay	6,9	3 072	29,0	13 101	45 177
Total	18,4	29 432	51,0	81 588	159 842

Comme le montre le tableau 2.1 précédent, plus de 18 % des 159 842 lacs qui ont été échantillonnés sur la formation géologique du Bouclier canadien sont acides. Cela constitue près d'un lac sur cinq. Dans la partie sud de la province, les lacs acides y étaient au nombre de 29 432. Tous ces lacs recensés s'étendaient sur plus de dix hectares. Dans les lacs en transition, où des dommages biologiques sont susceptibles de survenir, le pourcentage augmente à 51 %. Il est important de noter que la quantité de lacs acides varie d'une région à l'autre. De fait, des proportions plus grandes de ces lacs sont retrouvées dans les régions de l'Outaouais, de la Mauricie, de l'Abitibi et de la Côte-Nord conformément à la sensibilité du territoire et à la direction des grands courants atmosphériques dans le corridor Windsor-Québec. (*ibid.*)

2.2. Indicateurs de la fragilité des eaux à l'acidification

Deux indicateurs permettent de mesurer la fragilité des eaux douces à l'acidification. Le premier indicateur correspond à la quantité de bicarbonate dans le plan d'eau. Si sa teneur est inférieure à 12 mg/L, les apports en ions H⁺ ne peuvent pas être tous neutralisés. Le second indicateur est la teneur en ions Ca²⁺ et en Mg²⁺. En effet, il existe une relation entre l'alcalinité et la concentration de ces deux ions dans les eaux douces lorsque le pH demeure dans une fourchette de 6,5 à 8,0 unités. En conditions normales, l'alcalinité provient à 90 % des ions bicarbonates et elle est en relation linéaire avec le Ca²⁺ et le Mg²⁺, puisqu'ils sont issus tous les trois de la roche calcaire. Par contre, en condition de préacidification, la concentration d'ion bicarbonate diminue en raison de la neutralisation de l'acidité et les concentrations en Ca²⁺ et Mg²⁺ augmentent en provenance des sols acidifiés. (Van Coillie, et Van Coillie, 2010)

2.3. Acidification dans le temps des plans d'eau douce

La section précédente a montré que l'acidification des eaux lacustres ne s'effectue pas partout dans le territoire québécois. Elle est focalisée dans des régions précises du Québec. Cela correspond à une situation spatiale du phénomène d'acidification des eaux douces. Il existe également un aspect temporel à la problématique de l'acidification des plans d'eau. Ceci survient au printemps, lors de la fonte des neiges; les eaux reçoivent alors le plus d'acidité. Les flocons de neige contiennent des espaces larges entre les cristaux qui les composent. De ce fait, ils y

emmagasinent davantage d'ions H^+ et de polluants que les gouttes sphériques d'eau. L'adsorption de contaminants est plus limitée chez ces dernières en raison de leur surface périphérique plus petite. Les neiges sont donc plus acides que les pluies. Lorsque le climat printanier fait fondre la neige accumulée, tous les ions H^+ et les polluants qu'elle contient se retrouvent dans les plans d'eau douce. Ce phénomène est connu sous le nom de « choc acide ». Celui-ci provoque alors une acidification temporaire de l'eau. Les rivières de la Côte-Nord sont les plus affectées par les chocs acides dus à la fonte des neiges. Ce phénomène est observable à la Côte-Nord à partir du mois de mai et connaît un pic principal d'une durée de sept jours. La figure 2.3 montre le changement de débit de la rivière des Escoumins associé à la fonte des neiges. (Van Coillie et Van Coillie, 2010)

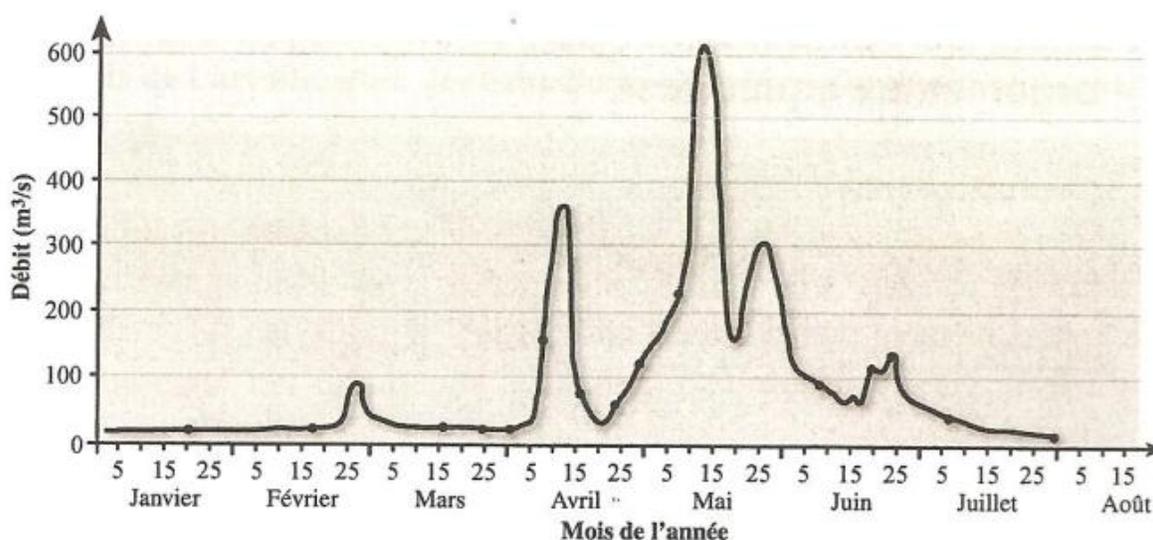


Figure 2.3 Variations du débit de la rivière des Escoumins pour les mois de janvier au mois d'août (tiré Brouard, 1988)

2.4. Étapes du processus d'acidification des plans d'eau dulcicole

La première étape du processus d'acidification des eaux douces se déroule en hiver où la concentration des ions Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , de l'alcalinité et du carbone inorganique augmente en raison de la participation importante des eaux souterraines, riches en minéraux, au régime hydrologique de surface durant cette saison. (Brouard, 1988)

La seconde étape se produit au printemps lors de la fonte des neiges et du dégel des sols. À ce moment, les concentrations du Na^+ , du K^+ , du Ca^{2+} , du Mg^{2+} et du carbone inorganique diminuent grandement puisqu'elles sont diluées par les eaux de fonte et les averses de pluie. L'alcalinité faiblit également à cause de la neutralisation de l'acidité par les ions bicarbonates. Par contre, au

printemps, le carbone organique, la couleur, la turbidité, les sulfates ainsi que l'aluminium ont des valeurs élevées. Les eaux de fonte pénètrent dans l'horizon humique du sol et transportent ainsi de la matière organique dans les eaux de ruissellement jusqu'aux eaux de surface. Ce phénomène explique l'augmentation du carbone organique et de la couleur de l'eau. Il entraîne aussi l'augmentation de la concentration d'aluminium dans les eaux de surface; cet aspect sera détaillé au sein du chapitre 3 du présent essai. Pour sa part, l'augmentation de la turbidité est simplement due à l'érosion physique du sol et des berges. Les sulfates, quant à eux, proviennent des eaux de fonte, car comme expliqué précédemment, la neige contient davantage de sulfates que la pluie. De plus, l'hypothèse que les sulfates s'accumulent dans les premières couches du sol durant des épisodes de pluie en automne a été posée. Subséquemment, au début de la fonte, les valeurs maximales sont observées dans les eaux de surface; par la suite, ces valeurs tendent à diminuer pour finir par devenir constantes. (*ibid.*)

2.5. Autres facteurs ayant une influence sur l'acidification des eaux douces

Divers facteurs hydrométriques sont susceptibles d'influencer le processus d'acidification des eaux de surface. Effectivement, les précipitations, quelle que soit leur forme, ne tombent pas toujours directement dans les plans d'eau. De fait, elles entrent en contact avec la végétation et le sol. Le couvert forestier est un élément qui a le pouvoir de modifier la composition de la précipitation lorsque celle-ci est interceptée par la végétation (Brouard, 1988). Cette dernière est un élément important des écosystèmes car elle constitue le meilleur capteur de dépôts secs par opposition aux espaces dénudés de végétation et aux plans d'eau (*ibid.*). Les feux de forêt ainsi que les coupes forestières peuvent occasionner une baisse temporaire de pH dans les eaux de surface, ce qui amplifie l'effet de l'acidification de celles-ci (Dupont, 2004).

Les caractéristiques des sols et les concentrations des précipitations en ions majeurs sont aussi deux éléments qui ont le pouvoir d'influencer l'acidification des eaux (Brouard, 1988). Des travaux effectués en Norvège ont montré que le pH des eaux de ruissellement est plus bas si le sol avec lequel il entre en contact est acide et si les précipitations ont des concentrations ioniques élevées même si l'ion H^+ y est présent en concentration dominante ou non (*ibid.*). L'appauvrissement des sols en cations basiques, tels le Ca^{2+} , le Mg^{2+} et le K^+ , augmente la sensibilité des eaux de surface à l'acidification. La perte de cations basiques dans les sols forestiers est déjà évaluée à 2,5 % par année dans le Québec méridional. Pendant longtemps, la communauté scientifique a cru que les dépôts azotés des précipitations étaient neutralisés par les sols forestiers, mais de récentes études montrent que tous les dépôts azotés ne sont pas consommés par les plantes et les micro-organismes forestiers. Il y a accumulation de l'azote dans les sols jusqu'à saturation; ensuite, il est relargué sous forme de nitrates acides, ce qui contribue à l'acidification des eaux. La conversion

des sulfures dans les sédiments humides en période d'étiage, la minéralisation du soufre organique et son immobilisation dans les sols ainsi que le relargage de sulfates par ces derniers qui sont saturés sont aussi des facteurs qui peuvent avoir une influence sur l'acidification des eaux douces (Environnement Canada et Service Météorologique du Canada, 2004). Ces aspects de l'acidification des eaux de surface seront plus explicités dans le chapitre 3 du présent essai. (Dupont, 2004)

En général, des éléments comme la topographie du bassin versant hydrographique, les conditions météorologiques ainsi que les propriétés des sols peuvent avoir une incidence sur le niveau de contribution des précipitations à l'écoulement superficiel et souterrain. En effet, plus le bassin versant d'un plan d'eau est étendu, plus l'eau a le temps de s'infiltrer dans les horizons du sol afin d'y être filtrée (Le Gall, 2004). Enfin, des changements dans les propriétés physiques des précipitations ont le pouvoir de modifier les apports aux eaux de surface de substances telles que les métaux et les ions d'hydrogène. (Brouard, 1988)

2.6. Processus d'échanges géochimiques

Les pluies acides sont la source de nombreux ions H^+ issus de la séparation de ces derniers à partir des acides sulfuriques et nitriques qui altèrent les minéraux du sol. Trois processus généraux d'échanges géochimiques ont lieu. Le premier implique la roche carbonatée, c'est-à-dire le calcaire et la dolomite. Les ions H^+ sont captés par la roche et des ions Ca^{2+} et Mg^{2+} sont libérés. Le second processus fait intervenir les aluminosilicates des sols. Lorsque les valeurs de pH sont plus élevées que quatre et demi unités, des mécanismes d'échange en surface se produisent entre les ions H^+ et les ions Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ ainsi que K^+ . Cela a pour effet de dépourvoir les minéraux de ces cations. Ensuite, lorsque le pH descend sous les valeurs de 4,5 unités, les H^+ interagissent alors avec les aluminosilicates en libérant les ions aluminium, manganèse (Mn^{2+}) et ferrique (Fe^{3+}) dans les eaux douces. Le troisième processus concerne les hydrocomplexes métalliques. Ceux-ci peuvent se lier avec les ions H^+ et, à ce moment, changer la forme de la molécule, ce qui occasionne une libération des ions Al^{3+} , Mn^{2+} et Fe^{3+} dans l'eau. (Brouard, 1988)

3. RELARGAGE DE L'ALUMINIUM À PARTIR DES SOLS INFILTRÉS PAR LES PRÉCIPITATIONS ACIDES

Ce troisième chapitre examine la mobilisation de l'aluminium dans les sols infiltrés par les précipitations acides. À cette fin, un portrait de l'estimation de la charge critique en acidité des sols forestiers est précisé afin de savoir si elle est dépassée. Par la suite, le processus d'acidification des sols et du relargage subséquent d'aluminium est expliqué. Ultérieurement, la biodisponibilité de l'aluminium dans diverses conditions est explicitée.

3.1 Dépassement de la charge critique d'acidité dans les écosystèmes forestiers

La charge critique est un terme qui se définit comme suit : il s'agit de « la quantité maximale d'apports atmosphériques de S et de N qui ne causera pas de dommages significatifs à long terme aux écosystèmes et à leur fonction d'après les connaissances actuelles » (Houle et autres, 2011). La charge critique permet de déterminer si les apports atmosphériques en acidité dépassent la capacité de neutralisation des écosystèmes et mesure ainsi les effets des précipitations acides dans les sols. Puisque les sols servant à l'agriculture sont amendés et fertilisés, ils sont très peu affectés par les précipitations acides. Cela n'est pas le cas pour les sols forestiers. Une estimation de la charge critique a été réalisée pour les 29 stations du Réseau de surveillance des écosystèmes forestiers au Québec (RESEF) établies dans l'ensemble du territoire québécois. Dans 18 stations, l'estimation de la charge critique indique que celles-ci reçoivent des dépôts acides en excès. La figure 3.1 montre les excédents de charges critiques calculés pour les 29 stations du RESEF. (*ibid.*)

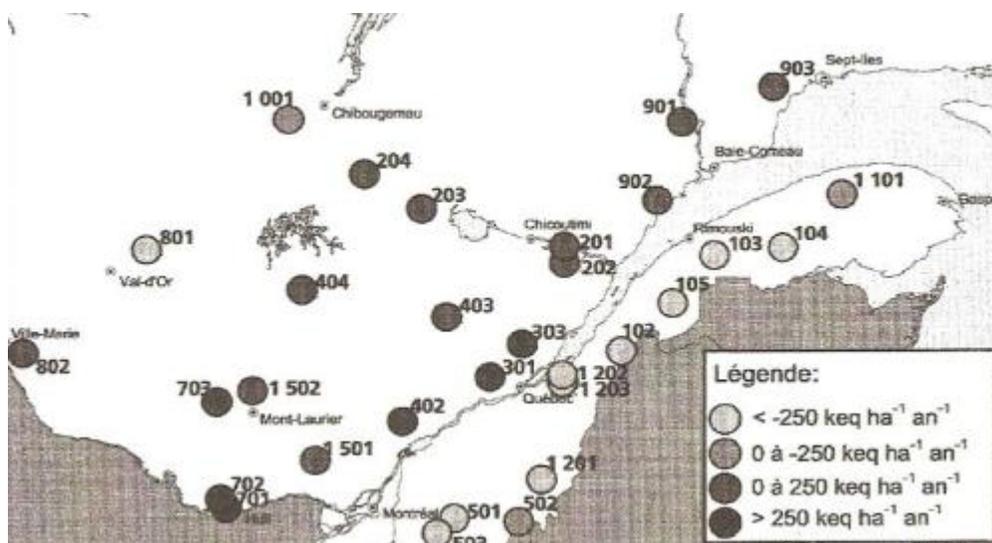


Figure 3.1 Excédents de charges critiques calculés pour les stations du RESEF (tiré de Houle et autres, 2011)

Dans la légende de la carte ci-haut, toutes les valeurs supérieures à 0 kilo équivalent (keq) indiquent que la charge critique est dépassée. Par contre, les valeurs négatives telles -100 keq indiquent que le sol peut recevoir 100 keq d'acidité de plus avant d'atteindre la charge critique. Comme le montre la figure 3.1 précédente, les principaux peuplements forestiers touchés sont ceux de la forêt boréale situés sur le Bouclier canadien dans le corridor des précipitations acides. Cela suggère que les précipitations acides peuvent affecter non seulement la croissance d'une partie des forêts du Québec, mais qu'elles participent aussi au phénomène de lessivage des cations basiques vers les cours d'eau. Les stations se trouvant en Abitibi, au Bas-Saint-Laurent et en Gaspésie ne semblent pas affectées par les dépôts acides. Ce portrait est semblable à celui de la sensibilité des lacs à l'acidité discutée dans le second chapitre. Effectivement, les écosystèmes, autant lacustres que forestiers, se trouvant dans ces trois régions risquent moins de subir les effets des précipitations acides en raison du substrat rocheux calcaire qui les compose. Cela leur confère donc un plus grand pouvoir tampon permettant de neutraliser l'acidité qu'elles reçoivent. (*ibid.*)

Une autre étude montre qu'entre les périodes de 1994 à 1998 et 1999 à 2002, la quantité des dépôts atmosphériques acides a diminué sur plus de 74 % du territoire forestier du Québec. De façon plus précise, le dépassement de la charge critique à court terme a connu une baisse d'environ 28 % pour plus de 85 % de tout le territoire forestier. Cependant, quatre régions du Québec ont eu une augmentation du dépassement de leur charge critique entre ces deux périodes d'évaluation. Il s'agit de la Capitale-Nationale-Chaudières-Appalaches, de l'Outaouais, du Saguenay-Lac-Saint-Jean et de la Côte-Nord. Les figures 3.2 et 3.3 illustrent les changements dans le dépassement de la charge critique à court terme pour la province de Québec pour les périodes de 1994-1998 et de 1999-2002 respectivement. (Ouimet et Duchesne, 2009)

À long terme, le dépassement de la charge critique a connu une baisse d'environ 18 % entre les périodes de 1994 à 1998 et 1999 à 2002 pour plus de 81 % du territoire forestier québécois. Par contre, la majorité des régions du nord du Québec montre une augmentation du dépassement de leur charge critique entre ces deux mêmes périodes d'évaluation. Les figures 3.4 et 3.5 exposent des changements dans le dépassement des charges critiques à long terme pour les périodes de 1994 à 1998 et de 1999 à 2002 respectivement. Ce dépassement est dû à une meilleure estimation des dépôts humides dans ces régions. (*ibid.*)

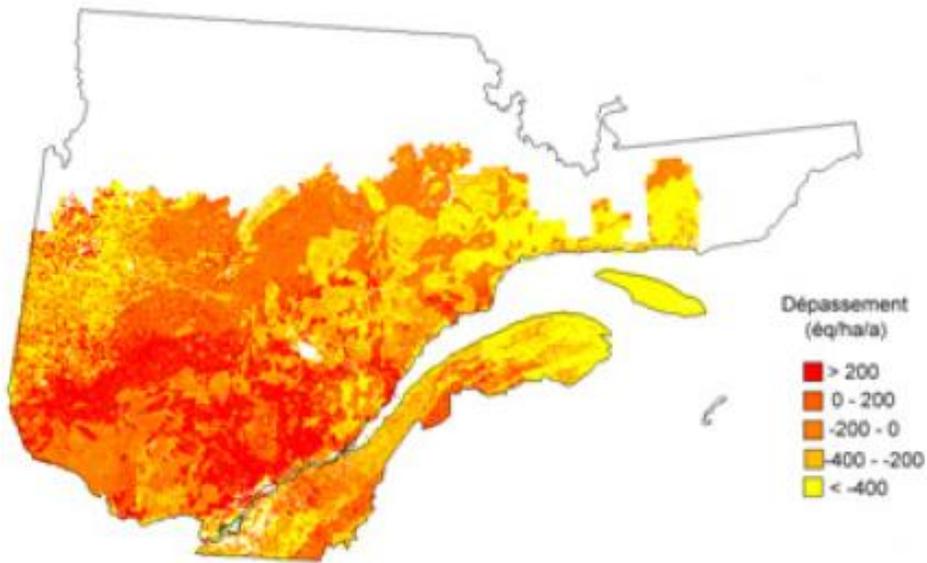


Figure 3.2 Évaluation du dépassement des charges critiques à court terme pour la période de 1994 à 1998 (tiré de Ouimet et Duchesne, 2009)

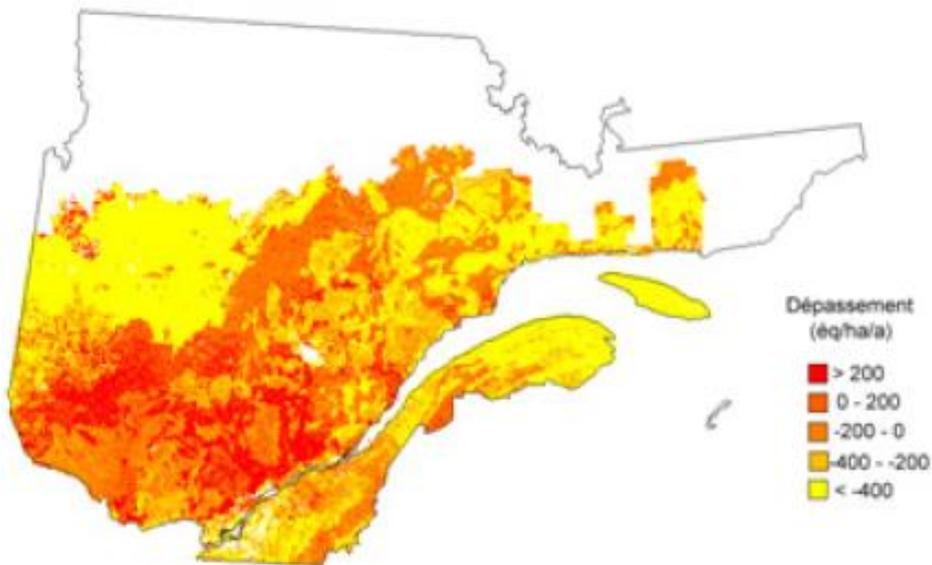


Figure 3.3 Évaluation du dépassement des charges critiques à court terme pour la période de 1999 à 2002 (tiré de Ouimet et Duchesne, 2009)

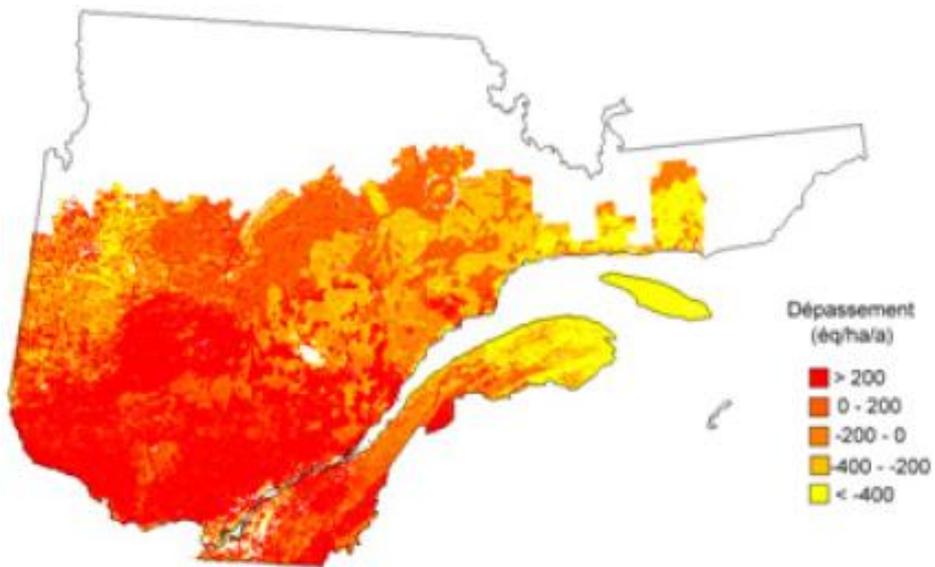


Figure 3.4 Évaluation du dépassement des charges critiques à long terme pour la période de 1994 à 1998 (tiré de Ouimet et Duchesne, 2009)

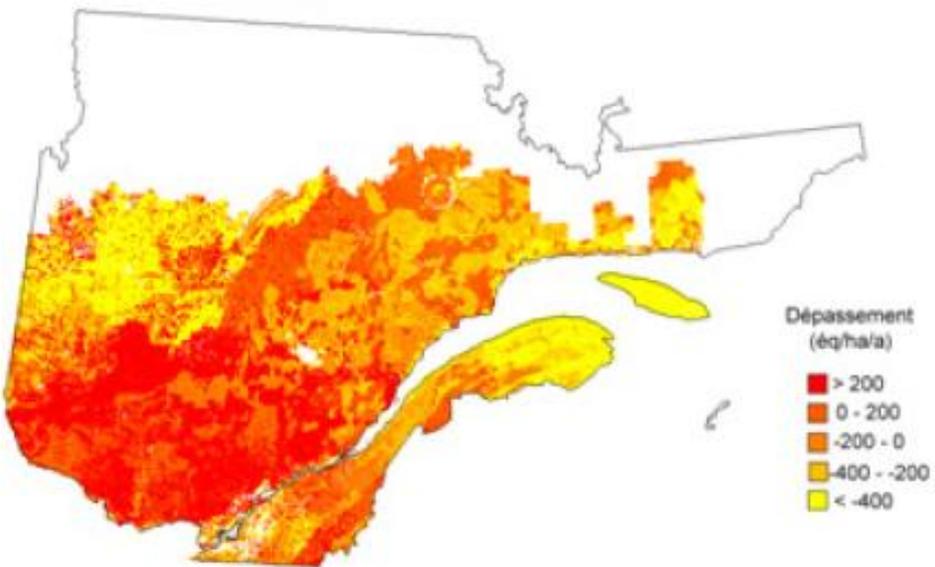


Figure 3.5 Évaluation du dépassement des charges critiques à long terme pour la période de 1999 à 2002 (tiré de Ouimet et Duchesne, 2009)

Les divers changements décrits précédemment sont le résultat du changement du mode de récolte de la matière ligneuse entre les deux périodes d'évaluation de 1994 à 1998 et 1999 à 2002. Celui-ci est passé du mode de récolte par arbre entier à la récolte des troncs seulement. Le volume issu de

cette dernière récolte s'est alors accru de 40 %, ceci influence davantage le dépassement de la charge critique à court terme dans le sud du Québec. En effet, la diminution relevée semble liée à la baisse d'acidité issue de la nouvelle méthode de récolte de la matière ligneuse. (*ibid.*)

3.2 Mécanisme de l'acidification des sols et du relargage de cations

Comme il a été mentionné dans le chapitre 1, l'acidité des précipitations est due à l'acide sulfurique et à l'acide nitrique qu'elles contiennent. L'acide sulfurique est notamment responsable du lessivage des cations basiques contenus dans le sol. En effet, les colloïdes qui composent le sol ont des charges majoritairement négatives. Ils ont ainsi la propriété de fixer à leur surface et d'échanger des ions positifs notamment, les cations présents dans le sol. Elle se mesure par la capacité d'échange cationique (CEC). Lorsque les eaux de pluie pénètrent dans le sol, les ions H^+ apportés par les eaux remplacent les cations adsorbés aux sites d'échange autour des particules de sol. Cela est dû au fait que les ions H^+ sont mieux retenus dans les sols que les autres ions. Par la suite, les cations délogés sont pris en charge par des ions sulfate (SO_4^{2-}) également apportés par les précipitations. Ces derniers servent alors d'accompagnateurs de charges positives. Les cations déplacés sont alors en solution dans l'eau des interstices du sol. Au fur et à mesure que l'eau continue son chemin dans le sol, les cations basiques qu'elle contient sont exportés hors des zones racinaires et se dirigent en direction des cours d'eau. La figure 3.6 illustre le mécanisme de lessivage de l'ion Ca^{2+} par l'acide sulfurique des précipitations. (Houle et autres, 2011)

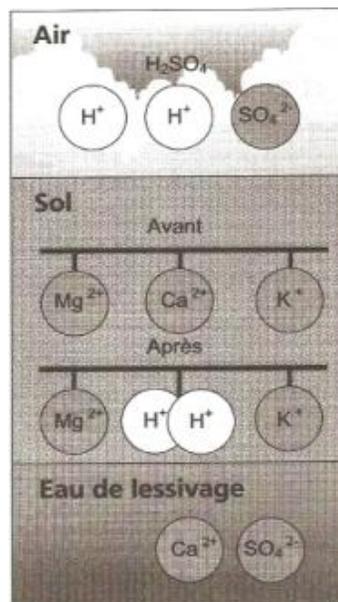
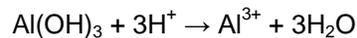


Figure 3.6 Mécanisme de lessivage des sols du calcium par l'acide sulfurique contenu dans les précipitations (tiré de Houle et autres, 2011)

En plus d'acidifier les sols, ce mécanisme augmente la biodisponibilité du calcium, du magnésium, du fer, du manganèse et de l'aluminium. Le lessivage des cations basiques du sol, notamment le calcium, mobilise l'aluminium du sol. Il existe alors une relation entre la quantité d'ions de calcium et celle d'ions d'aluminium dans l'eau infiltrée dans les interstices du sol. Cette eau des interstices est dominée par les ions calcium tant et aussi longtemps que le taux de saturation de base est supérieur à 0,2; ce dernier correspond à la fraction des ions Ca^{2+} échangeables dans la solution. Dans plusieurs sols, cette dominance du calcium peut s'étendre jusqu'à une valeur de 0,1 ou moins. Cependant, en dessous de celle-ci, le changement de dominance vers les ions aluminium est abrupt et clair. Lors du remplacement des cations par les ions H^+ des précipitations, il y a une diminution du taux de saturation. Les ions H^+ peuvent alors devenir toxiques dans les écosystèmes édaphiques comme dans les écosystèmes lacustres. De façon générale, lorsque le pH du sol est inférieur à 5,5 unités, les ions Ca^{2+} sont généralement épuisés et ils ne peuvent plus neutraliser l'apport d'acidité. À ce moment, l'aluminium du sol réagit avec les ions H^+ afin de tamponner l'acidité et de libérer des ions Al^{3+} et de l'eau. Cette réaction se produit selon la formule suivante : (Reuss, 1983)



La description du mécanisme de lessivage des cations par l'acide sulfurique met en évidence de façon indéniable que les sols jouent un rôle important dans la chimie des eaux de précipitations qui les pénètrent. Après leur passage dans le sol, ces eaux ont le pouvoir d'acidifier les cours d'eau douce dans lesquels elles pénètrent. Comme il a été mentionné précédemment, lorsque les précipitations acides chargées de H_2SO_4 s'infiltrent dans le sol, la concentration des ions SO_4^{2-} augmente à l'intérieur de l'eau des interstices du sol. Cela a pour effet de diminuer le pH de cette eau de 0,2 à 0,4 unité pour une augmentation de 25 $\mu\text{mol/L}$ à 250 $\mu\text{mol/L}$ de la concentration en ions SO_4^{2-} . Cette diminution est suffisante pour changer l'alcalinité de l'eau dans les interstices et ainsi la faire changer de positive à négative. Toute solution possédant une alcalinité négative demeure acide lorsqu'elle est relarguée par le sol ce qui provoque un changement dans le pH des eaux de surface. De plus, les sols contiennent un niveau de CO_2 variant de 1 % à 5 %; lorsque l'eau contenue dans les interstices du sol arrive dans les eaux de surface, elle se dégage en raison de la différence de pression qui existe entre les deux milieux. Dans les cours d'eau, il est estimé que, pour une diminution de pH de 0,3 unité dans la solution de sol, le pH des eaux de surface peut facilement descendre d'un pH de 6,25 unités à 5,0 unités. (Reuss et Johnson, 1985)

Ce phénomène est expliqué par la relation existant entre le pH et la quantité de CO₂ dans un système donné. Il résulte de la différence entre les relations pH-CO₂ des sols et des cours d'eau. Dans les sols, des échanges ioniques ont lieu fréquemment. Les effets de l'augmentation et de la diminution de la quantité de CO₂ entraînent des changements d'alcalinité alors que le pH varie très peu. Cela est dû à la consommation de la majorité des ions H⁺ lors de leur réaction avec les minéraux du sol. Les ions Al³⁺ issus de ces réactions remplacent les ions Ca²⁺ sur les complexes d'échanges. Une augmentation des ions Ca²⁺ et HCO₃⁻ dans la solution du sol en résulte. Les eaux de surface connaissent très peu d'échanges ioniques; conséquemment l'alcalinité y demeure constante et la relation existant entre le pH et la quantité de CO₂ est dépendante de cette alcalinité. Si l'alcalinité est positive, un changement dans la quantité de CO₂ entraîne une réponse importante au niveau du pH tandis que les eaux ayant une alcalinité négative sont relativement insensibles aux changements de CO₂. (*ibid.*)

Les précipitations acides semblent aussi avoir un effet sur la fertilité des sols puisque, selon le mécanisme expliqué plus haut, elles contribuent à la diminution des réserves en cations basiques de ces derniers, notamment ceux qui sont essentiels à la croissance des végétaux. Une étude réalisée par le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) sur le bilan calcium dans une érablière de la forêt Duchesnay de 1988 à 1994 indique que le réservoir d'ions Ca²⁺ échangeables dans les zones racinaires se vide à un rythme de 4,9 kg/ha/an. Au même titre, les ions Mg²⁺ et K⁺ affichent également des bilans négatifs au niveau des zones racinaires. Faute d'éléments nutritifs, les végétaux éprouvent alors une difficulté à croître. (Houle et autres, 2011)

3.3 Biodisponibilité de l'aluminium

Les effets toxiques de l'aluminium dans les divers écosystèmes ne sont observés que lorsque ce dernier est disponible pour interagir avec ceux-ci. Il est bien connu que la toxicologie de l'aluminium est dépendante de la spéciation chimique de ce dernier (Van Coillie et Van Coillie, 2010). Celle-ci définit les différentes formes chimiques et physicochimiques que l'aluminium peut prendre. Ce sont ces différentes formes qui déterminent la biodisponibilité de l'aluminium dans l'environnement. Par exemple, sa biodisponibilité est faible notamment lorsqu'il est associé à de la matière organique comme dans le cas des matières humiques, lorsqu'il est adsorbé à des particules en suspension ou à des sédiments ainsi que lorsqu'il est non échangeable (*ibid.*). En effet, dans les trois cas précédents, l'aluminium est peu libre. Il est alors quasiment non absorbé et, conséquemment, il n'est guère toxique. Cependant, cela n'est pas le cas pour la forme échangeable de ses formes inorganiques dissoutes suivantes : Al³⁺, Al(OH)²⁺, Al(OH)₂⁺, Al(OH)₃, Al(OH)₄⁻, AlF²⁺, AlF₂⁺, AlF₃, AlF₄⁻, AlF₅²⁻, AlF₆³⁻, AlSO₄⁺, Al(SO₄)₂⁻, AlHPO₄⁺, AlH₂PO₄²⁺, 2Al₂(OH)₂⁴⁺, 3Al₃(OH)₄⁵⁺, 8Al₈(OH)₂₀⁴⁺

(Van Coillie et autres, 1983). La figure 3.7 suivante schématise sous quelles formes l'aluminium est biodisponible en fonction de sa spéciation.

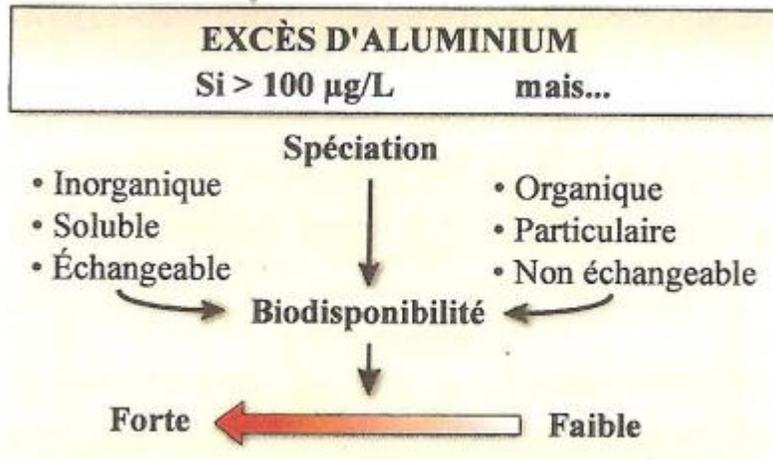


Figure 3.7 Biodisponibilité de l'aluminium selon sa spéciation (tiré de Van Coillie et Van Coillie, 2010)

En plus de la spéciation, la biodisponibilité de l'aluminium dans l'environnement est grandement influencée par le pH. Par exemple, dans des conditions de pH neutre, la solubilité de l'aluminium est reconnue pour être faible, soit 20 µg Al/L, et son ionisation est limitée aux deux espèces suivantes : Al(OH)^{2+} et Al(OH)_2^+ . Par conséquent, son absorption et sa toxicité sont toutes deux très faibles. Cependant, comme le montre la figure 3.8 ci-dessous, la solubilité de l'aluminium augmente en fonction de la diminution du pH. Cela signifie que plus le pH est acide, plus l'aluminium devient soluble. À ce moment, il y a l'élévation de la concentration de ces ions, de son absorption et de sa toxicité. Une synergie existe donc entre ce métal et l'acidité d'un milieu. La figure 3.8 qui suit présente la solubilité de l'aluminium en fonction du pH. (Van Coillie et Van Coillie, 2010)

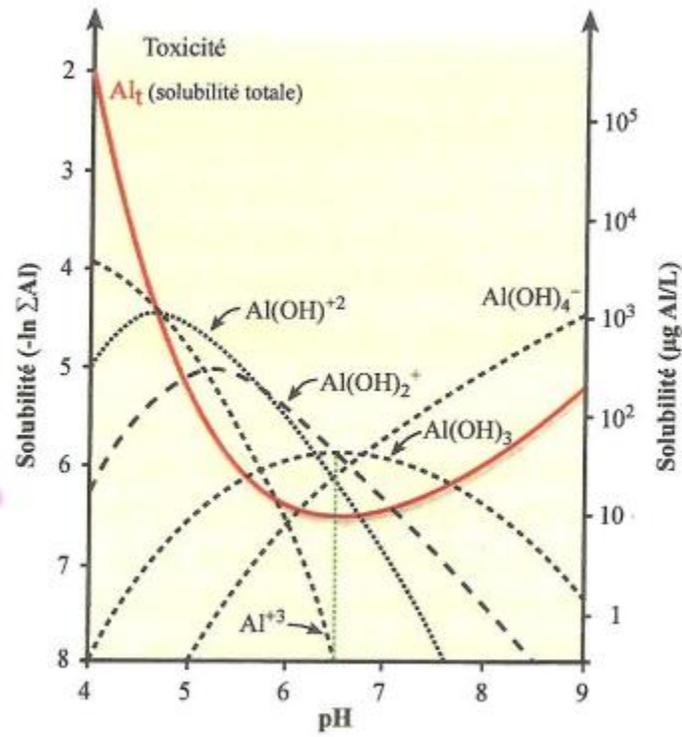


Figure 3.8 Solubilité de l'aluminium en fonction du pH (tiré de Van Coillie et Van Coillie, 2010)

4. EFFETS DES PRÉCIPITATIONS ACIDES SUR LA BIODIVERSITÉ EN EAU DOUCE

Le territoire québécois situé sur la formation géologique du Bouclier canadien est sensible à l'acidification. Les chapitres 2 et 3 ont établi que les sols et les plans d'eau y ont été affectés par les ions H^+ et les ions sulfate des précipitations acides. Ce chapitre évalue les effets de l'acidification des eaux douces sur la biodiversité des écosystèmes dulcicoles. En premier lieu, les conséquences de l'acidité sur la biodiversité des écosystèmes aquatiques sont détaillées pour les algues benthiques, les invertébrés et les poissons dulçaquicoles. En second lieu, les effets écotoxicologiques de l'acidification de l'eau sur les poissons sont expliqués. En troisième lieu, le processus de rétablissement chimique et biologique des écosystèmes aquatiques est abordé. En quatrième lieu, des solutions au problème d'acidification sont proposées.

4.1 Conséquences de l'acidité des eaux douces sur leur biodiversité

Les effets néfastes de l'acidification des eaux douces se résument principalement par une diminution considérable de leur biodiversité par l'élimination des espèces les moins tolérantes à l'acidité et par la prolifération d'espèces résistantes dans tous les niveaux de l'écosystème dulcicole (Van Coillie et Van Coillie, 2010). Ceci cause la perte du patrimoine génétique des espèces qui ont été décimées, voire même la perte d'espèces qui sont indigènes au Québec en plus de favoriser, par la compétition biologique, des espèces qui sont originellement absentes du plan d'eau (Dupont, 2004). La baisse de la diversité biologique peut entraîner à son tour l'effondrement de la chaîne trophique de l'écosystème (*ibid.*). La présente section détaille les effets de l'acidification des eaux dulcicoles pour chacun des niveaux trophiques concernés, à savoir successivement les algues benthiques, les invertébrés et les poissons dulçaquicoles.

4.1.1 Conséquences de l'acidité des eaux douces sur les algues benthiques

Des travaux réalisés dans le nord-est de l'Ontario ont permis d'établir que l'acidification des eaux réduit la biomasse et la diversité des algues comestibles de la partie littorale des lacs situés sur le Bouclier canadien. Ces travaux ont aussi rapporté que les algues du périphyton vivant dans des eaux de faible acidité ont cessé de croître lorsqu'elles ont été placées dans un environnement à forte acidité, c'est-à-dire dans des eaux à pH allant de 6,3 unités à moins de 5,0 unités. Par contre, l'inverse n'a pas été observé au cours de cette étude. Effectivement, des algues vivant dans l'eau très acide sont transplantées dans une eau à faible acidité et ne croissent pas plus, même après un mois. Bien que leur biomasse globale n'ait pas augmenté, la composition taxonomique de la communauté a changé et a ressemblé davantage à celle déjà existante. Ces résultats mettent en évidence le fait que ce sont les conditions du nouvel habitat et non les différents mécanismes de dispersion du périphyton qui limitent sa capacité de colonisation. La diminution de la production primaire occasionnée par l'acidification des eaux semble donc être reliée à la compétition des

individus de la communauté pour le carbone inorganique dissous (CID). Ce dernier diminue lorsque l'acidité de l'eau augmente. De fait, la compétition pour le CID s'intensifie et seuls les individus les plus forts survivent. Cela peut, par la suite, mener à la disparition d'une population, puis à celle d'une espèce qui est une source de nourriture pour d'autres organismes à des niveaux trophiques plus élevés. (Environnement Canada et Services Météorologiques du Canada, 2004)

Des observations de carottes de sédiments des lacs du nord-est de l'Ontario révèlent que l'acidification des eaux dulcicoles pendant plusieurs années favorise le développement des algues métaphytes dans les habitats du littoral et des phytoflagellés dans les habitats en eau profonde. Ce changement dans la structure des communautés est attribuable à la réduction du carbone organique dissous (COD), lorsqu'elle est induite par l'augmentation de l'acidité (*ibid.*). La diminution du COD favorise la pénétration de la lumière plus en profondeur dans le plan d'eau et donc la colonisation de ces espèces au sein des habitats profonds. De plus, certains brouteurs, comme les copépodes et les cladocères, sont sensibles à l'acidité, ce qui diminue le broutage (*ibid.*). De fait, la pression de l'environnement exercée sur les algues est réduite, ce qui peut également être une cause du développement de ces communautés d'algues. Ce phénomène réduit grandement la qualité des habitats aquatiques en plus d'accélérer la disparition des espèces de benthos qui constituent la principale source de nourriture pour plusieurs espèces de poissons (MDDEFP, 2002a).

4.1.2 Conséquences de l'acidité des eaux douces sur les invertébrés

L'acidification des eaux douces provoque la perte de diversité d'espèces de zooplancton et de macroinvertébrés. Bien que l'acidité soit le facteur auquel les communautés d'invertébrés sont les plus sensibles, d'autres facteurs influencent également leur réponse à l'acidité. Ces derniers sont l'état nutritionnel du lac, les caractéristiques physiques de celui-ci, les concentrations en métaux toxiques ainsi que la présence et la composition des communautés de poissons. En effet, les espèces de poissons présentes dans le plan d'eau influencent fortement les communautés d'invertébrés. L'acidification des étendues d'eau douce est connue pour faire disparaître certaines espèces de poissons et en favoriser d'autres, notamment des poissons prédateurs de gros insectes et des espèces tolérantes à l'acidité. (Environnement Canada et Services Météorologiques du Canada, 2004)

Une étude réalisée dans 47 lacs de l'Ontario a confirmé que le seuil critique de viabilité pour le zooplancton correspond à un pH de 6,0 unités. Il existe une forte corrélation entre le pH et les espèces de zooplancton présentes dans un lac. Cinq assemblages d'espèces distribués selon leur tolérance à l'acidité ont été définis, à savoir par ordre décroissant de tolérance : acidophiles,

faiblement acidophiles, indifférents, faiblement sensibles et sensibles. La diversité des espèces est donc retrouvée dépendante du pH du plan d'eau. (*ibid.*)

La réaction des invertébrés benthiques à l'acidification des eaux dulcicoles se produit aussi bien au niveau de l'espèce que de la communauté. Ils constituent un maillon important de la chaîne trophique de l'écosystème car ils servent de source de nourriture à plusieurs groupes tels les oiseaux aquatiques, les poissons et les prédateurs d'invertébrés. De fait, si la communauté de benthos se modifie et qu'une espèce très prisée disparaît cela peut entraîner une plus forte compétition dans les niveaux trophiques supérieurs et le déclin de ces populations. Un échantillonnage des communautés d'invertébrés vivant dans les sédiments meubles a fait ressortir que quatre ordres d'insectes représentaient 95 % des invertébrés benthiques capturés, soit les éphémères, les odonates, les diptères et les trichoptères. Parmi les éphéméroptères, les trois espèces qui suivent sont retrouvées en quantité plus abondante au-dessus d'un pH de 5,5 : *Eurylophella sp.*, *Stenonema femoratum* et *Stenacron interpunctatum*. Par contre, trois espèces de libellules, *Aeshna eremita*, *Aeshna interrupta* et *Leucorrhinia glacialis*, sont en plus grande abondance en condition acide, c'est-à-dire à des pH inférieurs à 5,5 unités, qu'en condition plus neutre. De plus, trois espèces de mouches acidophiles, *Ceratopogonidae sp.*, *Psectrocladius sp.*, *Stackelbergina sp.*, ont également été observées à des pH inférieurs à 5,5 unités. Une seule espèce de phryganes a montré une relation avec le pH du lac. Selon ces résultats, il a été conclu que l'acidité du plan d'eau et la diversité des espèces de poissons influencent la composition de la communauté d'invertébrés benthiques. Le tableau 4.1 résume les taxons d'invertébrés benthiques présents à des pH inférieurs et supérieurs à 5,5 unités. (*ibid.*)

Tableau 4.1 Taxons d'invertébrés benthiques trouvés à des pH inférieurs et supérieurs à 5,5 unités (adapté de Environnement Canada et Services Météorologiques du Canada, 2004)

Taxons		pH	
Ordres	Espèces	≤ 5,5	≥ 5,5
Éphémères	<i>Eurylophella sp.</i>		X
	<i>Stenonema femoratum</i>		
	<i>Stenacron interpunctatum</i>		
Odonates	<i>Aeshna eremita</i> ,	X	
	<i>Aeshna interrupta</i>		
	<i>Leucorrhinia glacialis</i>		
Diptères	<i>Ceratopogonidae sp.</i>	X	
	<i>Psectrocladius sp.</i>		
	<i>Stackelbergina sp.</i>		
Trichoptères	<i>Banksiola sp.</i>	X	

Les macroinvertébrés réagissent à l'acidité de façon semblable aux autres groupes d'invertébrés présentés précédemment. Effectivement, l'acidification des plans d'eau douce tend également à modifier la composition de la communauté. La présence de poissons et la dimension de leur bouche sont deux facteurs importants dans la réaction des communautés de macroinvertébrés à l'acidité. De fait, cette dernière a été étudiée en fonction du classement des macroinvertébrés par rapport aux poissons présents. Deux groupes taxons se sont révélés sensibles à l'acidité du plan d'eau dans lequel ils vivent mais tolérants à la présence de poissons. Le premier groupe se caractérise par une préférence pour les pH élevés. Les taxons qui le composent correspondent à trois taxons d'escargots, soit *Gyraulus spp.*, *G. deflectus* et *Helisoma anceps* ainsi qu'à un genre d'éphémère commune *Siphonurus*. Le second groupe rassemble les taxons qui ont une affinité modérée pour les pH élevés. Parmi ces derniers, il y a un amphipode *Hyallolela azteca*, un représentant du genre des phryganes *Limnephilus sp.*, une espèce de *Trepobates inermis*, deux odonates *Leucorrhinia intacta* et *Enallagma hageni*, trois taxons d'éphémères communes, soit *Caenis spp.*, *C. diminuta* et *C. youngi*, ainsi que deux taxons de moules, la famille des pisidiidés et *Musculium partumeium*. Un troisième groupe est composé d'autres taxons qui ont été observés en absence de poissons et à des conditions de pH faibles, ce qui reflète leur tolérance à l'acidité. Parmi ceux-ci, les notonectes *Notonecta sp.* et *Coptotomus sp.*, les libellules *L. glacialis* et *L. Hudsonica* ainsi qu'une phrygane *Triaenodes sp.* ont montré une affinité à l'acidité. Le tableau 4.2 présente les différents taxons de macroinvertébrés trouvés selon l'acidité et la présence ou l'absence de poissons. (*ibid.*)

Tableau 4.2 Taxons de macroinvertébrés trouvés à des pH faibles et élevés avec ou sans présence de poissons

Numéros du groupe	Taxons	Poissons		Acidité	
		Présence	Absence	Tolérance	Sensibilité
Groupe 1 Forte affinité au pH	<i>Gyraulus sp.</i>	X			X
	<i>G. deflectus</i>				
	<i>Helisoma anceps</i>				
	<i>Siphonurus sp.</i>				
Groupe 2 Affinité modérée au pH	<i>Hyallolela azteca</i>	X			X
	<i>Limnephilus sp.</i>				
	<i>Trepobates inermis</i>				
	<i>Leucorrhinia intacta</i>				
	<i>Enallagma hageni</i>				
	<i>Caenis sp.</i>				
	<i>C. diminuta</i>				
	<i>C. youngi</i>				
	Pisidiidae				
	<i>Musculium partumeium</i>				

Tableau 4.2 Taxons de macroinvertébrés trouvés à des pH faibles et élevés avec ou sans présence de poissons (suite)

Numéros du groupe	Taxons	Poissons		Acidité	
		Présence	Absence	Tolérance	Sensibilité
Groupe 3 Tolérant à l'acidité	<i>Notonecta sp.</i>				
	<i>Coptotomus sp.</i>				
	<i>L. glacialis</i>		X	X	
	<i>L. Hudsonica</i>				
	<i>Triaenodes sp.</i>				

4.1.3 Conséquences de l'acidité des eaux douces sur les poissons dulçaquicoles

Les poissons dulçaquicoles entretiennent des liens écologiques avec plusieurs autres niveaux de leur écosystème, tels les macroinvertébrés, les oiseaux et autres animaux pour lesquels ils servent de source de nourriture. Plusieurs espèces de poissons sont sensibles à l'acidification des eaux dans lesquelles ils vivent. Les conditions acides ont pour effet de diminuer leur croissance ainsi que d'amoinrir leur capacité de lutter contre les prédateurs. Il a été déterminé que l'acidité optimale pour les poissons se retrouve à un pH de plus de 5,9 unités et qu'un pH de 5,0 unités est critique pour beaucoup d'espèces (Environnement Canada et Services Météorologiques du Canada, 2004). En effet, les organismes les plus intolérants à l'acidité disparaissent lorsque le pH passe de 6,0 unités à 5,5 unités (Dupont, 2004). Lorsqu'il atteint la valeur de 5,5 unités 25 % des espèces de poissons ont disparu et à un pH de 5,0 unités il ne reste plus que 25 % des espèces d'origine (*ibid.*). De plus, il a été démontré que les pH considérés létaux, en conditions naturelles, sont toujours supérieurs aux pH théoriques déterminés à partir d'études réalisées en laboratoire (Brouard, 1988).

La gravité des conséquences de l'acidification des eaux de surface sur les poissons varient en fonction de la région hydrographique dans laquelle se retrouve le plan d'eau qu'ils habitent. Bien entendu, les dommages les plus importants sont observés dans les secteurs recevant le plus de précipitations acides. Ainsi, les régions de l'Outaouais, de la Mauricie et de l'Abitibi ont plusieurs lacs où les poissons ont complètement disparu. Par contre, dans la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean peu d'effets ont été observés sur les poissons en raison du plus faible pourcentage de lacs acides qu'elle possède. (MDDEFP, 2002a)

Les salmonidés sont particulièrement affectés par l'acidification des eaux douces surtout à la Côte-Nord du Québec. Les espèces de salmonidés suivantes ont une sensibilité à l'acidification selon l'ordre décroissant suivant : omble de fontaine *Salvelinus fontinalis*, truite brune *Salmo trutta*, saumon de l'Atlantique *Salmo salar* et truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* (Van Coillie et Van Coillie, 2010). Les jeunes salmonidés sont principalement sensibles aux pH acides entre 4,0 unités

et 5,5 unités. Les effets de ces pH en milieu naturel sont très variables en raison de la synergie qu'il peut y avoir entre celui-ci et la température de l'eau, le dioxyde de carbone ou encore la présence de métaux (Brouard, 1988). Le déclin de ces populations de salmonidés est susceptible d'avoir des grandes répercussions au niveau de la pêche récréative pour laquelle il s'est dépensé près de deux millions de dollars en 1996 (Environnement Canada et Services Météorologiques du Canada, 2004).

D'autres facteurs, tels que les dimensions du lac, sa localisation et le COD, sont également responsables des effets néfastes susmentionnés sur les poissons. Ces derniers sont néanmoins particulièrement sensibles à l'acidification des eaux douces. Il a été observé que la probabilité de trouver des poissons de haute taille chez le grand brochet *Esox lucius*, le crapet-soleil *Lepomis gibbosus* et l'omble de fontaine *Salvelinus fontinalis* augmente lorsque l'acidité de l'eau diminue. Il faut noter que la superficie du lac et la température moyenne de l'air peuvent également influencer cette probabilité. En effet, les résultats d'une modélisation montrent que la probabilité de retrouver des petits poissons augmente avec la superficie du lac, son pH, son COD et sa concentration de Ca^{2+} . En contrepartie, cette même probabilité diminue avec l'augmentation de la concentration en phosphore total ainsi qu'avec celle en Al^{3+} . La modélisation a également permis de déterminer que le double effet du pH et du COD crée un effet sur la probabilité de présence de poissons. Cet effet tend à se produire quand les concentrations de COD sont basses ou modérées. La probabilité d'observer des poissons dans les plans d'eau augmente avec le COD lorsque les conditions de pH sont au-dessus de 5,0 unités. (Environnement Canada et Services Météorologiques du Canada, 2004)

L'acidification des lacs sur les poissons entraîne une baisse du nombre de captures par unité d'effort. Plus les lacs sont acides, moins la récolte de poissons est fructueuse car seuls les plus gros et les plus vieux poissons réussissent à survivre; les plus jeunes individus sont plus sensibles. Le potentiel de pêche du lac est épuisé lorsque les derniers gros poissons disparaissent. De fait, les lacs acides vides de poissons forcent les adeptes de pêche à aller trouver leurs proies dans d'autres lacs moins acides. Cela augmente la pression de pêche sur ces lacs et peut mener à une surexploitation des ressources dans les lacs moins affectés par le phénomène d'acidification. La figure 4.1 et le tableau 4.3 résument les effets de l'acidification sur la biodiversité de l'écosystème aquatique. (Dupont, 2004)

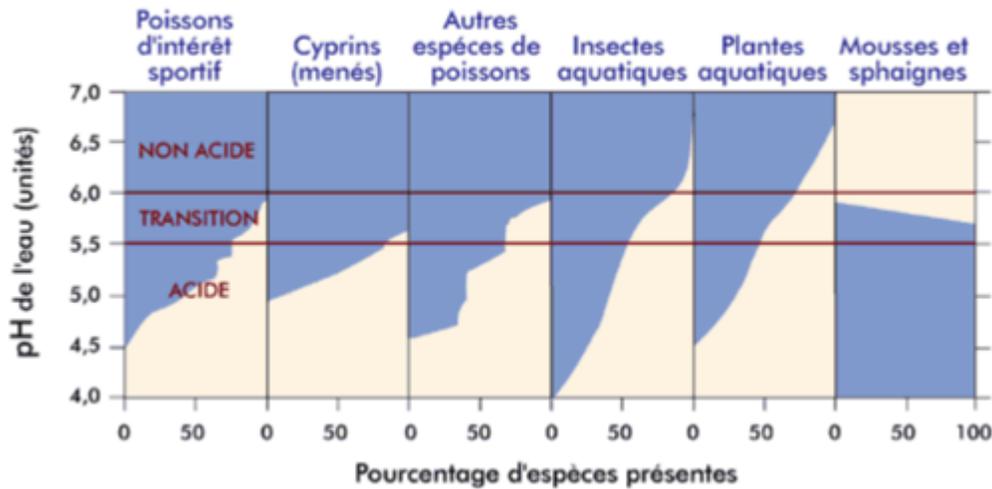


Figure 4.1 Effet du pH sur la diversité des espèces animales et végétales lacustres québécoise (tiré de Dupont, 2004)

Il a également été expliqué dans le chapitre 3 que l'acidification des sols provoque le relargage de certains ions. Alors que les ions Na^+ , K^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} affectent peu les organismes aquatiques en raison de leur capacité d'osmorégulation pour ces quatre ions, les ions aluminium ont des conséquences plus graves chez ces organismes. Plusieurs espèces de poissons touchées par l'acidification des cours d'eau et par le relargage d'ions des argiles acidifiées sont des espèces importantes, voire même primordiales pour le maintien de la pêche sportive. Une focalisation sur ces espèces, notamment sur les salmonidés, est nécessaire. Les effets de l'aluminium focalisé sur les poissons seront davantage discutés dans le chapitre suivant. (Van Coillie et Van Coillie, 2010)

Tableau 4.3 Effets de l'acidification des eaux douces sur les différents niveaux des écosystèmes dulcicoles (adapté de Van Coillie et Van Coillie, 2010)

Niveaux de l'écosystème dulcicole	Pertes de biodiversité	Proliférations de certaines espèces
Phytoplancton	Perte d'au moins 20 espèces sensibles	Espèces acidophiles
		Conjugates
		Chrysophycés
Macrophytes	Perte d'au moins 10 espèces sensibles	Sphaignes
Zooplanton	Perte d'au moins 20 espèces sensibles	Cladocères (<i>Bosmina coregoni</i> et <i>Holopodium sp.</i>)
		Rotifères (<i>Polyartra remata</i> et <i>Kelicottia sp.</i>)
		Copépode (<i>Diaptomus gracilis sp.</i>)

Tableau 4.3 Effets de l'acidification des eaux douces sur les différents niveaux des écosystèmes dulcicoles (adapté de Van Coillie et Van Coillie, 2010) (suite)

Niveaux de l'écosystème dulcicole	Pertes de biodiversité	Proliférations de certaines espèces
Benthos	Perte de plusieurs espèces larvaires d'insectes aquatiques	Vers oligochètes
	Disparition de microcrustacés (<i>Grammarus sp.</i>)	
	Disparition de mollusques	
Poissons	Perte graduelle de 75 % des espèces de poissons à pH 5,5 (salmonidés, dorés et achigans)	Environ 5 % des espèces de poissons résistent à des pH de 4,5 ou moins (ombres et les brochets)

4.2 Effets écotoxicologiques de l'acidification des eaux douces sur les poissons

L'acidification des eaux dans lesquelles nagent les poissons provoque divers effets physiologiques chez ceux-ci. À ce propos, bien que les écailles des poissons soient recouvertes de mucus qui leur permet de résister à l'agression des ions H^+ non neutralisés ainsi qu'à celle des ions SO_4^{2-} , cette protection est réduite au niveau des branchies. De fait, l'agression acide détériore partiellement ces dernières en provoquant des boursoufflures et des desquamations. Dans le but de diminuer ces effets de brûlure, les poissons sécrètent un mucus branchial dit « apaisant ». Cette surproduction de mucus induit à son tour une multiplication des cellules productrice de ce mucus dans les branchies. (Van Coillie et Van Coillie, 2010)

Les branchies des poissons constituent un élément important de leur anatomie, car elles sont le lieu d'échange entre leur sang et l'environnement. L'altération partielle des branchies affecte une partie de ces échanges. Effectivement, l'entrée des ions sodium et chlorure (Cl^-) par transport actif est partiellement inhibée par les ions H^+ et SO_4^{2-} qui leur font compétition. Cette situation n'est guère évidente pour les ions suivants : K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} et HPO_4^{2-} . La raison de cette différence est sujette à divers débats dans le monde scientifique. Il est important de noter que l'agression acide des branchies ne perturbe pas les échanges respiratoires, comme l'inspiration d'oxygène et l'expiration de CO_2 , ni l'absorption de matière organique par liposolubilité membranaire passive. (*ibid.*)

La figure 4.2 schématise les impacts de l'acidification des eaux douces sur l'osmorégulation des ions Na^+ et Cl^- des poissons dulcicoles. Ces derniers possèdent un sang avec des plus grandes concentrations d'ions, notamment celles du Na^+ et du Cl^- , que celles de leur environnement. Il en résulte qu'ils perdent leurs ions par osmose passive. Le phénomène inverse est observé chez les

poissons marins. Afin de contrer cette perte d'ions, les poissons d'eau douce doivent donc importer des ions en provenance de leur environnement moins concentré en ces ions. Cela nécessite donc une importation contre gradient d'ions positifs et négatifs. Le transport est assumé par des phosphoaminolipides qui effectuent des allers-retours à travers les membranes cellulaires des branchies. Ce type de transport est rendu possible grâce à la liposolubilité de phosphoaminolipides dans les membranes ainsi qu'à une dépense d'énergie métabolique faite par l'adénosine triphosphate (ATP). L'agression des branchies par les ions H^+ et SO_4^{2-} affaiblit le transport actif des ions Na^+ et des ions Cl^- . Par conséquent, les poissons dulcicoles ont souvent une hyponatrémie et une hypochlorémie qui correspondent respectivement à une insuffisance de Na^+ et de Cl^- dans le sang. (*ibid.*)

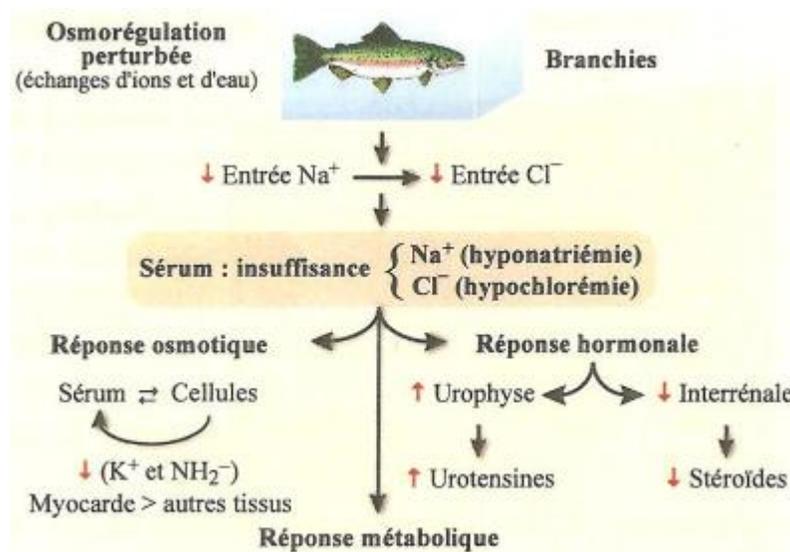
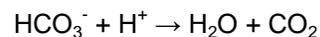


Figure 4.2 Schéma des impacts de l'acidification des eaux douces sur l'osmorégulation des ions Na^+ et Cl^- des poissons dulcicoles (tiré de Van Coillie et Van Coillie, 2010)

Trois mécanismes sont adoptés par les poissons dulcicoles afin de compenser partiellement les deux insuffisances en ions Na^+ et Cl^- dans leur sang. Le premier mécanisme est une réponse aveugle. Les poissons vont prendre des ions positifs ou négatifs au hasard dans leurs tissus afin d'augmenter la concentration de ces ions dans leur sang. Cela a pour effet de réduire la teneur en ions K^+ et en amine (NH_2^-) de leur muscle cardiaque affectant ainsi l'organe responsable de leur circulation sanguine. Le second mécanisme s'avère une réponse hormonale. Afin de favoriser une migration des ions Na^+ et Cl^- de leurs muscles vers le sang, les poissons d'eaux douces augmentent la sécrétion des hormones d'urotensine au niveau de l'urophyse caudale. Celles-ci sont considérées comme hypernatrémiques et hyperchlorémiques. Au même moment, il y a une réduction de la sécrétion des stéroïdes hyponatrémiques et hypochlorémiques dans la glande

interrénale des poissons. Cela entraîne une diminution des apports en ions Ca^{2+} du sang aux os, laquelle induit, par la suite, une ostéoporose avec scoliose. Le troisième mécanisme correspond à une réponse physiologique. Les poissons vont élaborer davantage de phosphoaminolipides et d'ATP au niveau de leurs branchies dans le but d'augmenter le transport contre gradient des ions Na^+ et Cl^- . Subséquemment, il y a un besoin accru d'oxygène et d'inspiration. De plus, leur sang est envahi d'ions H^+ , car il a un pH 7 et contient moins d'ions H^+ que leur environnement à pH plus petit ou égal à 5,5 unités. De fait, ceux-ci pénètrent de façon passive dans le sang des poissons par osmose. Afin de lutter contre cette invasion d'ions H^+ , le sang des poissons fournit des ions bicarbonates qui neutralisent l'excès de ces ions selon l'équation suivante : (*ibid.*)



Par conséquent, la concentration de CO_2 augmente dans la circulation sanguine des poissons; ceci cause une hypercapnie et, conséquemment, un besoin accru d'expiration. L'augmentation de la fréquence des inspirations et des expirations chez les poissons, lesquelles sont causées l'acidification de leur environnement, induit une hyperventilation au niveau des branchies chez ceux-ci. La figure 4.3 illustre les différents impacts de l'acidification des eaux douces sur le métabolisme des poissons dulcicoles. (*ibid.*)

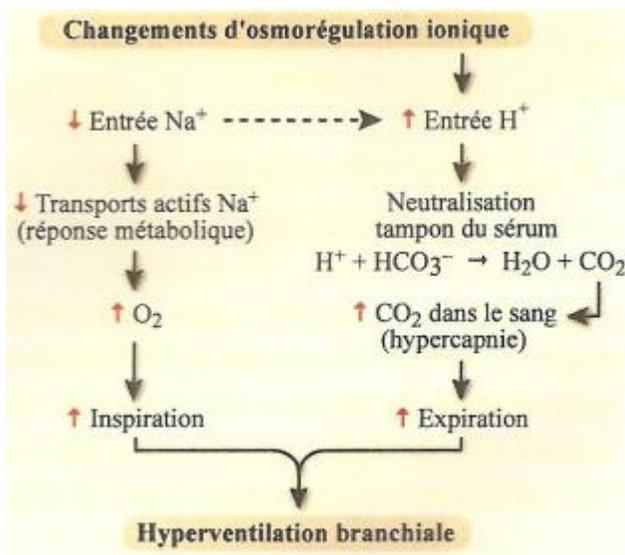


Figure 4.3 Schéma des impacts de l'acidification des eaux douces sur le métabolisme des poissons dulcicoles (tiré de Van Coillie et Van Coillie, 2010)

Les trois mécanismes explicités plus haut constituent une adaptation des poissons dulcicoles; ceci permet leur survie dans un environnement dont les conditions sont modérément acides entre un pH de 5,5 à 5,0 unités. Par contre, tous ces mécanismes exigent beaucoup d'énergie afin de combler des nouveaux besoins. Ceux-ci sont résumés ci-après :

- une sécrétion accrue de mucus branchial dit « apaisant » induisant une multiplication ainsi qu'une hypertrophie des cellules productrices de ce mucus dans les branchies;
 - une augmentation de la synthèse des hormones urotensines;
 - une importation amplifiée des ions Na^+ et Cl^- par transport actif contre gradient;
 - une hyperventilation branchiale demandant une accélération du battement des opercules.
- (*ibid.*)

De plus, une légère acidification du sang des poissons peut être constatée. Le pH du sang diminue alors de 7,0 unités à 6,5 unités. Cela ralentit la prise en charge de l'oxygène par l'hémoglobine et, conséquemment, le métabolisme. Cette diminution du métabolisme et la déviation de l'énergie métabolique vers les fonctions de défense causent un déficit énergétique au niveau des fonctions physiologiques des poissons dulcicoles en milieu modérément acide. La figure 4.4 schématise les impacts de l'hyperventilation branchiale sur les poissons dulcicoles. (*ibid.*)

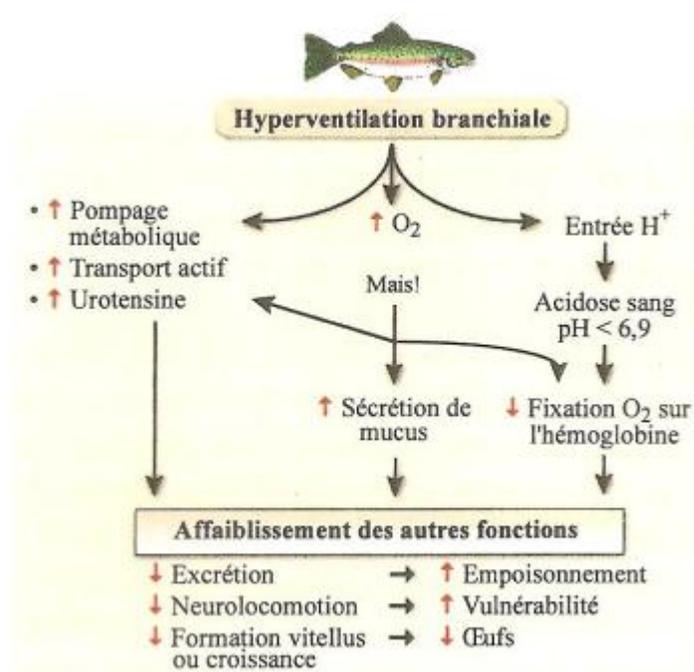


Figure 4.4 Schéma des impacts de l'hyperventilation branchiale chez les poissons dulcicoles (tiré de Van Coillie et Van Coillie, 2010)

La figure 4.4 montre que l'une des principales fonctions physiologiques affectées est celle de la reproduction. Celle-ci se retrouve particulièrement réduite. La production d'ovules, l'élaboration de vitellus et le nombre de spermatozoïdes sont affaiblis. Ceci diminue le succès de reproduction des individus ainsi que leur recrutement de génération en génération. Par conséquent, la proportion de jeunes poissons devient de plus en plus basse par rapport à la proportion de poissons âgés dans des eaux acidifiées. Dans de telles conditions, une espèce sensible disparaît de l'écosystème après cinq à dix générations. (*ibid.*)

4.3 Rétablissement chimique et biologique des écosystèmes aquatiques

Si l'acidification des eaux douces est un processus lent qui s'est déroulé durant plusieurs dizaines d'années, le rétablissement des écosystèmes aquatiques vivant dans ces eaux est également un processus qui nécessite beaucoup de temps. Divers signes observés prouvent qu'un rétablissement chimique se produit dans certains écosystèmes aquatiques affectés. En effet, le pH des lacs situés aux alentours de fonderies qui ont fortement diminué leurs émissions acidifiantes depuis un certain temps a augmenté. Des plans d'eaux affectés par les dépôts acides transportés sur de longues distances ont une concentration diminuée en sulfates bien que la remontée de leur pH demeure toujours faible. Des phénomènes, comme le déclin des cations basiques dans les sols des bassins versants et les dommages causés aux réactions génératrices d'alcalinité dans les lacs, limitent leur rétablissement chimique. Des études récentes confirment que le rétablissement biologique est en retard par rapport au rétablissement chimique. (Environnement Canada et Services Météorologiques du Canada, 2004)

Lors du rétablissement biologique, les taux de rétablissement et les résultats varient d'un écosystème à l'autre. Effectivement, des écosystèmes aquatiques peuvent être résilients au stress causé par l'acidité, mais certaines communautés biologiques peuvent rester transformées malgré un passage long et complexe de rétablissement. Il a été constaté que le rétablissement du pH dans un lac entraîne rarement la restauration complète des communautés biotiques. De plus, dans certains lacs endommagés, les communautés d'algues et de zooplanctons réagissent positivement à la remontée du pH, mais le rétablissement global demeure limité par des métaux toxiques toujours présents ainsi que par des périodes de réacidification. Il est donc rare d'observer le rétablissement complet d'une communauté biologique représentative. (*ibid.*)

Des signes de rétablissement biologique sont, par contre, apparents. Des groupes de phytoplancton dominants et tolérants à l'acidité sont remplacés par des groupes sensibles dans les lacs en voie de rétablissement. Des assemblages d'algues benthiques réagissent aussi de façon rapide. En effet, des changements dans la composition de leur communauté ont été observés à la

suite de la réduction de l'acidité. La diversité des espèces de zooplancton a augmenté après la baisse de l'acidité. Chez les invertébrés, il y a peu de signes de rétablissement. Dans les lacs expérimentaux, le rétablissement des poissons a été réussi, mais retardé ou incomplet pour certaines espèces par rapport à leur abondance avant l'acidification. (*ibid.*)

Malgré les actions et les initiatives mises en œuvre, une grande quantité des lacs affectés par des précipitations acides restent chimiquement et biologiquement endommagés. De plus, la restauration biologique doit survenir avant l'éradication complète des espèces du biote (Dupont, 2004). À ce propos, une réduction supplémentaire de 25 % des émissions acidifiantes ne permettrait pas d'abaisser les dommages en dessous du seuil de 5 %, lequel pourcentage est utilisé pour déterminer la charge critique d'acidité en milieu aquatique (Environnement Canada et Services Météorologiques du Canada, 2004).

4.4 Solutions au problème d'acidification des eaux ainsi qu'à leurs conséquences

Il a été explicité dans les sous-sections précédentes que les effets nocifs de l'acidification des eaux douces sur les écosystèmes aquatiques diminuent la biodiversité de chacun de leurs niveaux trophiques. Les poissons sont les individus de l'écosystème aquatique les plus touchés par cette problématique. Entre autres, les salmonidés sont les poissons de pêche sportive qui ont vu leur population décliner à cause de l'acidification des lacs et des rivières au Québec. Afin de tenter de contrôler le déclin des populations de poissons et leur impact sur la pêche sportive, deux solutions sont proposées (Van Coillie et Van Coillie, 2010).

La première initiative est un ensemencement de salmonidés résistants dans des cours d'eau acidifiés. Leur capacité de résistance est obtenue par des traitements biotechnologiques intermittents. Cependant, elle diminue de génération en génération en raison des croisements génétiques avec des salmonidés d'origine locale. Il s'agit donc d'une action qui doit être répétée afin de conserver un nombre d'individus suffisant dans la population de salmonidés. Elle ne peut pas être considérée comme une solution viable à long terme. De plus, cette solution ne permet pas d'enrayer la cause première du déclin des populations de poissons, soit les émissions qui acidifient les précipitations qui, à leur tour, acidifient les cours d'eau douce du Québec. (*ibid.*)

La seconde solution est un chaulage des lacs. Cette méthode consiste à répandre de la chaux basique (CaO) adoucie avec des bicarbonates de calcium dans les lacs afin de neutraliser leur acidité (*ibid.*). Il s'agit cependant d'une initiative dont les effets sont temporaires car l'effet tampon obtenu s'avère temporaire. Si les émissions acidifiantes persistent, les conditions acides reviennent dans les lacs. Il faut donc recommencer le chaulage après un certain nombre d'années, ce qui rend

le coût de l'opération assez élevé (Dupont, 2004). De plus, après plusieurs chaulages, les lacs s'enrichissent de calcium, ce qui augmente la dureté de l'eau. Or, plusieurs populations de salmonidés n'apprécient guère les eaux trop dures; ceci entraîne leur déclin à long terme (Van Coillie et Van Coillie, 2010). Le chaulage n'est pas non plus une solution qui convient à tous les lacs. De fait, il est déconseillé dans les lacs aux eaux brunes ainsi que dans les lacs où l'eau ne se renouvelle pas rapidement (Dupont, 2004). Enfin, cette solution ne supprime pas la cause première de l'acidification des plans d'eau du Québec, c'est-à-dire les émissions de SO₂ provenant du centre-est des États-Unis.

5. EFFETS TOXICOLOGIQUES DES REJETS D'ALUMINIUM DES SOLS ACIDIFIÉS CHEZ LES POISSONS D'INTÉRÊT POUR LA PÊCHE SPORTIVE

Les sols infiltrés par les précipitations acides ou par l'eau de la fonte du manteau nivéal apportent de grandes quantités d'ions hydrogène et ils relarguent également de l'aluminium. Subséquemment, les poissons des écosystèmes d'eau douce du Québec n'ont pas seulement à combattre les effets de l'acidité, mais aussi ceux de l'aluminium. Le présent chapitre vient expliciter les effets toxicologiques des rejets d'aluminium chez les poissons ayant un intérêt pour la pêche sportive, soit les salmonidés. Les effets toxicologiques de l'aluminium chez les salmonidés sont d'abord présentés. Ensuite, les impacts de l'aluminium aux différents stades de développement des salmonidés sont précisés. Enfin, la bioaccumulation de l'aluminium chez les poissons et ses effets sur la santé humaine sont abordés.

5.1 Effets toxicologiques de l'aluminium chez les salmonidés

L'aluminium relargué par les sols à la suite de leur infiltration par les précipitations acides ou par la fonte du manteau nivéal se retrouve dans les cours d'eau acidifiés. Il entre ensuite en solution ce qui le rend biologiquement assimilable par les organismes aquatiques. L'aluminium est considéré comme un des principaux facteurs responsables de la mortalité chez les poissons (Dupont, 2004). En effet, ce métal est le pire contaminant pour les poissons à cause de ses grandes concentrations mesurées dans les lacs acides (*ibid.*). Les effets toxiques de l'aluminium chez les poissons dépendent de la spéciation chimique de ce dernier. Il a été prouvé que l'aluminium est de trois à dix fois plus toxique sous forme inorganique que sous forme organique pour l'omble de fontaine, *Salvelinus fontinalis* (Brouard, 1988). La section 3.8 a montré sur la relation étroite qui existe entre le pH et l'aluminium. Elle révèle que plus le pH devient acide, plus la solubilité de l'aluminium augmente (Van Coillie et Van Coillie, 2010). De fait, la concentration des ions d'aluminium biodisponibles devient alors plus élevée, ce qui augmente son absorption ainsi que sa toxicité (*ibid.*). Il existe donc une synergie entre l'aluminium et l'acidité.

Cette synergie ressort des résultats d'une étude comparant les concentrations létales pour 50 % des individus exposés à de l'aluminium (CL₅₀) chez les salmonidés (*ibid.*). Au cours de cette étude, deux espèces de salmonidés, l'omble de fontaine *Salvelinus fontinalis* et le saumon *Salmo salar*, ont été testées à deux pH modérément acides différents pendant sept jours. Le tableau 5.1 qui suit résume les résultats obtenus lors cette comparaison de CL₅₀ de l'aluminium.

Tableau 5.1 Comparaison de CL50 de l'aluminium à deux pH modérément acides pour deux espèces de salmonidés (tiré de Van Coillie et Van Coillie, 2010)

Conditions	Omble de fontaine <i>Salvelinus fontinalis</i>	Saumon <i>Salmo Salar</i>
Al inorganique à pH 5,5 20 % d'Al échangeables dont 10 % Al(OH) ²⁺	845 µg Al/L	180 µg Al/L
Al inorganique à pH 4,5 50 % d'Al échangeables dont 35 % Al ³⁺ prédominants	400 µg Al/L	100 µg Al/L
Al+10 mg/L de substance humique à pH 5,5 ≤ 10 % d'Al échangeables	≥ 5 000 µg Al/L	5 200 µg Al/L

Dans le tableau 5.1, les valeurs de CL₅₀ qui sont basses représentent des toxicités létales élevées. De plus, les résultats obtenus confirment que la toxicité de l'aluminium augmente avec l'acidité mais qu'elle diminue considérablement avec la présence de matière humique car celle-ci a la capacité d'adsorber les ions d'aluminium à leur surface, ce qui diminue sa biodisponibilité pour les organismes aquatiques, notamment les poissons. Les résultats montrent également que le saumon est une espèce bien plus sensible à l'aluminium que l'omble de fontaine. (*ibid.*)

Une autre étude sur la toxicité sublétales de l'aluminium chez les salmonidés à des pH différents a été menée. Des tests d'évitement ont été réalisés afin de déterminer la concentration d'évitement de 20 % statistiquement significative pendant 30 minutes (CE₂₀) pour l'omble de fontaine *Salvelinus fontinalis* envers l'aluminium. Le tableau 5.2 expose les résultats obtenus au cours de cette étude. (*ibid.*)

Tableau 5.2 CE20 de l'omble de fontaine envers l'aluminium dans diverses conditions (tiré de Van Coillie et Van Coillie, 2010)

Conditions	CE ₂₀ Omble <i>Salvelinus fontinalis</i>
Al inorganique à pH 6,0	250 µg Al/L
Al inorganique à pH 5,5	80 µg Al/L
Al+10 mg/L de substance humique à pH 5,5	480 µg Al/L

Les résultats des deux études décrites précédemment, soit les CL₅₀ et les CE₂₀, doivent être interprétés avec prudence pour à leurs représentativités par rapport aux conditions des écosystèmes naturels. En effet, l'aluminium sous forme inorganique seul n'est pas observé dans les eaux dulcicoles car elles contiennent toujours de la matière organique qui absorbe une grande

quantité d'aluminium. Par conséquent, les CL₅₀ et les CE₂₀ d'aluminium obtenues en présence de 10 mg de substance humique par litre à pH de 5,5 unités, qui représente d'ailleurs le seuil de l'acidification des eaux douces, sont plus représentatives que celles des essais réalisés dans les autres conditions. De fait, les valeurs des essais d'environ 5 000 µg Al/L pour la CL₅₀ et de 480 µg Al/L pour la CE₂₀ sont les plus représentatives. Cette dernière peut donc être considérée comme un seuil de toxicité de l'aluminium à un pH 5,5 unités chez les salmonidés en eaux douces. Il faut souligner que cette valeur est beaucoup plus élevée que le critère le plus sévère pour la qualité des eaux de surface du Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), soit celui de la protection de la vie aquatique contre la toxicité chronique, qui est 87 µg Al/L à 100 µg Al/L. (*ibid.*)

Une faible bioconcentration de l'aluminium dans les branchies des poissons a aussi été observée durant les deux études présentées plus haut. Elle a atteint un plateau à environ 12 mg Al/kg de branchies chez l'omble de fontaine à pH 5,5 et à des concentrations de 200 à 300 µg Al/L pendant sept jours. Le plateau a été atteint car l'absorption de l'aluminium à partir des eaux douces est très limitée. Effectivement, une microanalyse des branchies a montré que seulement 10 % de l'aluminium bioaccumulé sont absorbés par les branchies et que 90 % sont présents dans l'eau et le mucus branchial. Malgré cela, l'aluminium bioaccumulé dans les branchies y provoque des déformations comme des œdèmes et des massues. Ces dernières sont plus prononcées que les boursoufflures et les desquamations dues à l'acidité à un pH de 5,5 unités. Les effets nocifs de l'aluminium à pH de 5,5 sont plus graves que ceux de l'acidité au même pH. Le tableau 5.3 compare les effets de l'acidité seule à un pH de 5,5 et ceux de l'aluminium présent dans l'eau douce à ce même pH. (*ibid.*)

Tableau 5.3 Comparaison entre les effets de l'aluminium à pH 5,5 et les effets de l'acidité à ce pH (tiré de Van Coillie et Van Coillie, 2010)

Paramètres (conditions normales)	Effets dus au pH 5,5	Effets dus à 300 µg Al inorganique/L à pH 5,5
Sécrétion d'urotensines hypermatriémentes et hyperchlorémentes		
9 ng/g de glande caudale	Augmentation à 22 ng0g de glande caudale	Suraugmentation à 36 ng/g de glande caudale
Synthèse de protéines de mucus par les branchies		
3 050 dpm ¹⁴ C leucine/h/µCi/ mg de protéines/g de branchies à l'aide du radiotraceur ¹⁴ C leucine	Augmentation à 4 971 dpm ¹⁴ C leucine/h/µCi/m g de protéines/g de branchies à l'aide du radiotraceur ¹⁴ C leucine	Suraugmentation à 7 472 dpm ¹⁴ C leucine/h/µCi/ mg de protéines/g de branchies à l'aide du radiotraceur ¹⁴ C leucine

Tableau 5.3 Comparaison entre les effets de l'aluminium à pH 5,5 et les effets de l'acidité à ce pH (tiré de Van Coillie et Van Coillie, 2010) (suite)

Paramètres (conditions normales)	Effets dus au pH 5,5	Effets dus à 300 µg Al inorganique/L à pH 5,5
Synthèse de protéines dans le foie		
4 200 dpm ¹⁴ C leucine/h/µCi/ mg de protéines/g de foie à l'aide du radiotracteur ¹⁴ C leucine	Augmentation à 4 662 dpm ¹⁴ C leucine/h/µCi/mg de protéines/g de foie à l'aide du radiotracteur ¹⁴ C leucine	Suraugmentation à 5 754 dpm ¹⁴ C leucine/h/µCi/ mg de protéines/g de foie à l'aide du radiotracteur ¹⁴ C leucine
		Ce surcroît de protéosynthèse est dû à une élaboration accrue de métallothionéines qui captent les faibles excès d'aluminium qui ont été absorbés dans les branchies et qui ont été ensuite transférés jusqu'au foie par le sang
Demande métabolique pour divers besoins biochimiques (production d'ATP, transports actifs, anabolisme, etc.)		
0,33 mg O ₂ /g de poisson/h	Augmentation à 0,41 mg O ₂ /g de poisson/h pour les besoins d'une hyperventilation branchiale, d'une sécrétion de mucus branchiale et d'une hausse d'urotensine et du transport actif de Na ⁺ et Cl ⁻	Suraugmentation à 0,85 mg O ₂ /g de poisson/h pour des besoins similaires
Bioessais de préférence de 10 minutes	Entre pH 5,5 et 4,5 : aucune préférence	Entre pH 5,5+150 µg Al inorganique/L et pH 5,5+300 µg Al inorganique/L : préférence pour la première condition
		Entre pH 5,5+300 µg Al inorganique/L et pH 4,5+150 µg Al inorganique/L : préférence pour la seconde condition qui contient deux fois moins d'aluminium malgré 10 fois plus d'acidité

Le tableau 5.3 précédent fait ressortir un fait intéressant. L'aluminium à des conditions modérément acides semble amplifier les effets de l'acidité chez les poissons, lesquels effets ont été explicités à la section 4.2.

L'aluminium peut aussi être bioaccumulé dans les branchies mais aussi ailleurs chez les poissons. Des études microanalytiques menées chez des truites de rivière exposées à un pH de 5,4 unités avec des concentrations de 200 µg Al/L ont montré que l'aluminium est accumulé dans les granules pigmentaires des reins ainsi que dans les lysosomes du tube digestif (caecum pylorique). Les microanalyses ont également mis en évidence des dépôts d'aluminium qui affectent les trois couches cellulaires suivantes : une assise épithéliale, une couche de muscles circulaires et une couche de muscles longitudinaux. À ces endroits, l'aluminium n'est pas situé dans des organites intracellulaires capables de l'excréter, ce qui provoque la destruction de ces tissus. (Chassard-Bouchaud et autres, 1992)

5.2 Effets de l'aluminium aux différents stades de développement des salmonidés

Lors de leur croissance vers la forme adulte, les poissons passent par différents stades de développement qui entrent en contact avec l'aluminium relargué dans les cours d'eau dulcicoles. Ce contact a la capacité de perturber le développement des individus. Chaque stade de développement possède une sensibilité différente à l'aluminium biodisponible dans les cours d'eau. Des bioessais sur le saumon de l'Atlantique, qui est de deux à trois fois plus sensible aux effets toxiques de l'aluminium que l'omble de fontaine, ont été réalisés à trois stades de son développement dans le but d'évaluer les effets toxiques sous-létaux de l'aluminium pour les salmonidés durant leur développement (Brouard, 1988).

Le premier stade pour lequel les bioessais ont été réalisés est celui des œufs de saumon postfertilisés. À ce stade, l'aluminium pénètre dans les œufs et s'y concentre rapidement pour ensuite tendre vers un plateau. Cependant, la concentration maximale atteinte est plus faible lorsqu'il y a 10 mg/L de matière organique dans le milieu. Il s'agit d'un stade crucial du développement embryonnaire du saumon. Malheureusement, il se déroule vers la fin de l'automne ce qui coïncide avec le moment où les cours d'eau reçoivent un apport accru en ions hydrogène ainsi que des décharges d'aluminium. Cet apport correspond à environ 25 % de l'exportation annuelle des précipitations acides. (*ibid.*)

Le second stade soumis aux bioessais est celui de l'œuf de saumon embryonné. L'aluminium se bioconcentre également rapidement dans les œufs embryonnés, mais les quantités demeurent plus faibles que celles observées chez les œufs postfertilisés. À des concentrations de 300 µg Al/L dans le milieu ambiant, les concentrations d'aluminium ne dépassent pas les 16 µg Al/g dans les œufs embryonnés alors qu'elles atteignent 50 µg Al/g dans les œufs postfertilisés. Cette différence s'explique par le fait que le chorion est plus perméable au stade de l'œuf postfertilisé qu'au stade de l'œuf embryonné. Par conséquent, le pourcentage d'aluminium accumulé dans le liquide

pérvitellin est 69 % lors du premier stade contrairement à 18 % lors du deuxième stade. Le chorion est la composante qui capte le plus d'aluminium par unité de poids dans l'œuf. Il agit donc comme une barrière de protection contre les excès d'aluminium. Cela n'empêche tout de même pas la diffusion partielle de l'aluminium à partir du liquide pérvitellin. Tout comme chez les œufs postfertilisés, la concentration d'aluminium mesurée dans l'œuf embryonné est moins grande lorsqu'il y a des matières humiques dans le milieu ambiant. Le stade de l'œuf embryonné est une phase déterminante dans le développement des saumons car c'est la phase pendant laquelle se déroule l'organogenèse de l'embryon. Elle survient pendant le début de la saison printanière. Les individus peuvent subir un choc acide lors du commencement de la fonte des neiges; ceci affecte leur développement. (*ibid.*)

Le troisième stade du développement pendant lequel des biosessais ont été réalisés est celui des alevins vésiculés. À ce stade, aucune bioaccumulation d'aluminium évidente n'a été constatée. Cela s'explique par le fait que les alevins venant d'éclore bénéficient toujours de leur réserve vitelline de telle sorte qu'ils semblent être relativement indépendants du milieu ambiant (*ibid.*). Ce stade de développement est reconnu par la communauté scientifique comme étant très sensible aux conditions du milieu car l'épuisement progressif de leur sac vitellin contraint les alevins à échanger avec le milieu ambiant et donc à utiliser leurs branchies (*ibid.*). Les branchies constituent le lieu d'échange avec le milieu et elles sont l'organe cible d'accumulation de l'aluminium, ce qui augmente la perméabilité des alevins aux ions d'aluminium (Monette, 2007). Cette phase du développement coïncide avec la crue des eaux. Lors de cette phase, les cours d'eau dulcicoles reçoivent entre 33 % et 77 % des exportations annuelles des ions d'hydrogène et des décharges d'aluminium réciproquement (Brouard, 1988).

Les taux de mortalité pour des œufs, que ce soit postfertilisés ou embryonnés, sont faibles. De fait, une diminution de pH à 5,5 unités ainsi qu'une augmentation des concentrations en aluminium dans le milieu ambiant de 100 µg Al/g à 300 µg Al/g n'influencent guère le taux de mortalité des œufs de saumon (*ibid.*). Le pH influence la prise d'ions dans le milieu ambiant chez les œufs de saumon (Monette, 2007). Puisque le taux de croissance des saumons dépend de l'importation d'ions, une diminution de la croissance due à la réduction de l'importation d'ions peut être observée (*ibid.*). Pour les alevins, leur taux de mortalité fut impossible à calculer, car ils étaient enfouis dans le gravier au fond des auges. Il est donc impossible de dire si l'aluminium influence de façon importante le taux de mortalité à ce stade de développement (Brouard, 1988).

Les bioessais indiqués précédemment montrent des facteurs d'origines abiotique et biotique influencent la pénétration de l'aluminium aux jeunes stades de développement du saumon. Effectivement, la présence de matière organique à une concentration de 10 mg/L diminue la biodisponibilité de l'aluminium; sa bioaccumulation est atténuée de deux à trois fois. Par ailleurs, la bioaccumulation de l'aluminium varie avec les stades de développement du poisson. Il est donc accumulé chez le saumon de façon préférentielle selon l'ordre suivant : œufs postfertilisés ≥ œufs embryonnés ≥ alevins vésiculés. (*ibid.*)

5.3 Bioaccumulation de l'aluminium chez les poissons et ses effets sur la santé humaine

Les salmonidés sont des espèces de poissons très prisées pour la pêche sportive. Il arrive souvent que les proies capturées lors de la pratique de cette activité soient consommées. Certains ont proposé, à tort, que les concentrations d'aluminium retrouvées dans les poissons ingérés puissent causer une démence sénile de type Alzheimer. Il convient ici d'interpréter cette information avec prudence. Ces effets n'ont été observés que chez des personnes âgées dialysées ayant été longuement exposées à de l'eau contenant 20 µg Al/L. La crainte vis-à-vis ce métal provient du fait que le seuil de toxicité de l'aluminium dans le sang est de 20 µg Al/L. Cela s'avère beaucoup plus bas que le seuil de toxicité pour d'autres métaux, tels que le mercure et le plomb. L'aluminium est un métal qui est très peu absorbé par les poissons et les humains; il n'est presque pas bioaccumulé chez ni l'un ni l'autre. De plus, les humains s'exposent à l'aluminium très fréquemment dans leur quotidien. Les rejets de sulfate d'aluminium (alun) dans les eaux de surface à la suite de traitements des eaux usées, l'usure du ciment contenant du silicate d'aluminium dans les canalisations d'eau, les aérosols avec aluminium, le papier, la vaisselle et les canettes d'aluminium qui renferment des traces d'aluminium libre non polymérisé, les nanoparticules aériennes respirées de silicates d'aluminium et sa présence dans le lait sont autant d'éléments auxquels les humains sont exposés sans qu'ils le bioaccumulent de façon à nuire à leur santé. (Van Coillie et Van Coillie, 2010)

Afin d'être bioaccumulé, tout métal doit être présent sous une forme chimique ou physicochimique assimilable par l'organisme, c'est-à-dire sous une spéciation capable de pénétrer les différentes barrières de protection et de défense de cet organisme. Comme il a été mentionné au paragraphe précédent, l'aluminium est un métal qui est très peu absorbé par les poissons aussi bien que par les humains. Deux causes complémentaires sont responsables de la très faible absorption de l'aluminium au sein de ces derniers. Premièrement, un contaminant devient néfaste lorsqu'il atteint les principaux organes d'absorption, à savoir l'intestin, les poumons et les branchies qui renferment 90 % ou plus d'eau. De fait, le contaminant doit être suffisamment hydrosoluble. Pour atteindre ces organes, il faut souligner ici que l'hydrosolubilité de l'aluminium est limitée à 20 µg Al/L à pH neutre

à l'intérieur de l'organisme. Ainsi, les organes d'absorption sont faiblement atteints même si les poissons et les êtres humains sont exposés à des concentrations aussi élevées que 100 µg Al/L. Deuxièmement, pour qu'un contaminant soit absorbé, il doit pouvoir traverser les membranes cellulaires lipidiques des organes où il s'accumule et, à cette fin, doit être suffisamment liposoluble. L'aluminium n'est guère liposoluble. Par conséquent, il doit pénétrer les cellules des organes cibles d'une autre façon. Il utilise les transports actifs des ions physiologiques Na^+ , K^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} . À un pH de 7,0 unités, comme le montre la figure 3.8, l'aluminium est ionisé sous les formes chimiques suivantes : $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ et, à moindre degré, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$. Ces deux ions entrent ensuite en compétition avec le Na^+ , le K^+ , le Ca^{2+} et le Mg^{2+} afin de pouvoir traverser les membranes cellulaires. Ce moyen de transport ne permet qu'à 10 % de l'aluminium solubilisé, ce qui correspond à une concentration de 2 µg Al/L, d'entrer dans les cellules des organes d'absorption des poissons ainsi que des êtres humains. (*ibid.*)

Malgré le fait que l'aluminium soit faiblement biodisponible et peu bioaccumulable, il a été mesuré en faibles concentrations au niveau des organes suivants : 40 % ou 5 mg Al/kg dans les muscles, 40 % ou 5 mg Al/kg dans les structures osseuses, 10 % ou 1,25 mg Al/kg dans les organes respiratoires et 10 % dans les autres systèmes, notamment 1 % ou 0,125 mg Al/kg dans le cerveau et 0,1 % ou 0,010 µg Al/L dans le sang. Il arrive que des particules aériennes riches en aluminium soient stockées dans les organes respiratoires, ce qui augmente ainsi la teneur en aluminium dans ceux-ci (*ibid.*).

Les effets toxicologiques de l'aluminium pour la santé humaine sont les suivants : des phosphates, une diminution de l'absorption du calcium et une réduction de la disponibilité dans les os, une compétition avec les ions ferreux (Fe^{2+}) pour la transferrine dans le sang. Concernant la démence de type Alzheimer chez les dialysés mentionnée plus haut, une association entre cette pathologie et des hautes teneurs en aluminium, plus de 9 mg Al/kg, dans le cerveau existe. Par contre, la responsabilité de l'aluminium dans le développement ou la progression de cette maladie reste à établir. Effectivement, des teneurs élevées en aluminium ont également été observées dans le cerveau de personnes âgées ne souffrant pas de démence de type Alzheimer ou autres. Il a été reconnu que ce type de démence est, surtout, un phénomène gériatrique et qu'il relève de la génétique des apolipoprotéines participant au nettoyage des plaques séniles associées aux neurones morts. (*ibid.*)

6. SUGGESTIONS

Les informations rapportées dans les chapitres précédents mènent au constat suivant : malheureusement, la situation concernant les précipitations acides ne s'est pas vraiment améliorée en 40 ans. Depuis les années 70, il n'y a pas eu grand changement en dépit de toutes les mesures et les actions qui ont été prises pour contrer les effets néfastes des précipitations acides sur l'environnement au Québec. En effet, les écosystèmes aquatiques et terrestres du Québec continuent de recevoir un apport en SO_2 et en NO_x qui excède leur charge critique. Certes, des signes de rétablissement chimique sont observés dans certains plans d'eau, mais il est encore trop tôt pour parler d'une amélioration évidente. Cette dernière dépend des conditions chimiques dans un plan d'eau, le retour des communautés biologiques n'est pas sur le point de se produire. En effet, le chemin vers la restauration complète des plans d'eau dulcicoles du Québec demeure long. D'ailleurs, même une diminution additionnelle de 25 % des émissions de soufre de la part des états du nord-est des États-Unis ne permettrait pas le rétablissement biologique des écosystèmes aquatiques. Cependant, il reste impératif de fournir des efforts de réduction supplémentaires afin de pouvoir envisager une amélioration chimique. Des règlements plus sévères pour l'industrie de la fusion et du raffinage des métaux non ferreux ainsi que pour la thermoélectricité à l'aide du charbon sont-ils des solutions? Le gouvernement québécois est-il en mesure de demander davantage aux entreprises de ces secteurs? Ces entreprises ont-elles les moyens de respecter ces nouveaux standards? Les technologies pour atteindre les nouvelles exigences sont-elles disponibles? Des nouveaux standards vont-ils nuire à l'implantation de nouvelles entreprises dans ces domaines?

Deux solutions proposées pour remédier aux conséquences de l'acidification des eaux douces chez les poissons, soit le chaulage et l'ensemencement de poissons résistants, ne sont pas envisageables à long terme. Non seulement elles doivent être répétées ultérieurement, ce qui les rend coûteuses, mais elles ne règlent pas le problème à la source. 60 % des émissions de SO_2 proviennent des centrales thermoélectriques au charbon du centre-est des États-Unis et sont ensuite transportées par les vents et concentrées dans le corridor Windsor-Québec. La meilleure solution est de réduire davantage ces émissions de SO_2 . Comment convaincre les États-Unis de diminuer davantage leur taux d'émissions? Comment arriver à une entente avec ce pays si protecteur de son économie? Le Canada peut-il demander, voire exiger, une telle chose des États-Unis? Si oui, sera-t-il impliqué dans l'identification des nouvelles cibles et des moyens pour l'atteindre? Dans le cas où cela n'est pas possible, les écosystèmes dulcicoles du Québec et de l'est du Canada continueront de subir les effets néfastes des précipitations acides malgré une grande diminution des émissions dans le territoire québécois.

Entre-temps, la majorité des programmes de recherche, de suivi et de surveillance concernant les précipitations acides ont été fermés au niveau provincial où il ne reste plus que le PSQP. Au Canada, bien qu'il y ait plus de programmes qu'au Québec, beaucoup d'entre eux ont été fusionnés ou ont été fermés; il ne reste plus que le RNSPA, le RCEPA et le PCA. Il devient donc difficile d'effectuer un suivi sur les améliorations éventuelles et l'état de l'environnement. De fait, l'évaluation des pertes et des dommages occasionnés par les précipitations acides ainsi que leurs répercussions sur l'économie et l'environnement social s'avère ardue. Il existe très peu d'informations sur les conséquences économiques et sociales des précipitations acides car peu de modèles ont été conçus pour les évaluer. Il est donc nécessaire de développer davantage d'outils afin de recueillir plus d'informations à ce sujet. Cela permettrait de mieux cerner la problématique dans le cadre actuel.

CONCLUSION

La problématique des précipitations acides a été très médiatisée lorsque leurs effets sur l'environnement ont été observés en Europe et en Amérique du Nord. De nombreux programmes, réseaux, conventions, stratégies et efforts collectifs ont alors été mis en place afin de contrer les effets néfastes de ce problème transfrontalier. Malgré cela, les conséquences des précipitations acides sont toujours présentes dans l'est du Canada, notamment au Québec.

L'analyse des retombées actuelles des précipitations acides au Québec a permis de faire ressortir que les précipitations acides se concentrent dans le corridor Windsor-Québec. Soixante pourcent des émissions de SO₂ proviennent des centrales thermiques au charbon du centre-est des États-Unis. Les principales sources de SO₂ au Canada ont été les fonderies de métaux non-ferreux. Des effets des précipitations pour le Québec sont observés tout au long de la vallée du Saint-Laurent, dans l'Outaouais ainsi qu'en l'Abitibi. Ces régions sont situées sur la formation géologique du Bouclier Canadien comme la majorité du territoire de la province de Québec. Puisqu'il est constitué de roches granitiques, il ne possède pas de pouvoir tampon pouvant neutraliser des apports acides. Subséquemment, 90 % du territoire québécois est considéré sensible aux précipitations acides. De fait, le Québec possède environ 29 500 lacs acides ayant un pH plus bas que 5,5 unités et plus de 80 000 lacs en transition ayant un pH entre 6,0 et 5,5 unités. Cela signifie que plus d'un lac sur cinq est acide et que plus de la moitié des lacs du Québec sont en transition.

Il a également été montré que les sols forestiers ont atteint leurs charges critiques, ce qui signifie qu'ils n'arrivent plus à neutraliser les ions H⁺ qu'ils reçoivent via les précipitations acides. Leurs réserves en cations basiques sont épuisées. Par conséquent, les ions H⁺ que les sols reçoivent se retrouvent dans les cours d'eau douce. De plus, contrairement à une croyance populaire, les sols forestiers ne consomment pas tout l'azote qu'ils reçoivent via les précipitations acides. Ce dernier atteint donc les cours d'eau sous forme de nitrates acides contribuant aussi à leur acidification. L'identification des effets de l'acidité sur les écosystèmes dulcicoles montre qu'ils se répercutent à tous les niveaux de la chaîne trophique et peuvent même provoquer son effondrement par la perte d'espèces clés qui sont source de nourriture. Quelques signes de rétablissement chimique ont cependant été observés dans certains lacs. Par contre, il est encore trop tôt pour parler de restauration biologique.

Lorsque les sols sont infiltrés par l'eau des précipitations acides, ils relarguent de l'aluminium dans les cours d'eau. Il existe une synergie entre l'aluminium et l'acidité de l'eau. En effet, plus le pH diminue, plus l'aluminium devient soluble et donc disponible pour les organismes de l'écosystème. Ce métal est toxique chez les poissons, entre autres, chez les salmonidés; il y amplifie les effets de

l'acidité. Les salmonidés particulièrement sensibles à l'acidité et à l'aluminium aux différents stades de leur cycle de vie sont des espèces très prisées pour la pêche sportive.

La problématique des précipitations acides persiste et les écosystèmes dulcicoles en subissent encore aujourd'hui les conséquences. Toutefois, le gouvernement québécois a cessé d'en parler. La solution ayant le plus d'impact ne doit pas venir des gouvernements québécois ou canadien mais plutôt de celui des États-Unis. Le sort des écosystèmes d'eau douce au Québec dépend des politiques, des programmes, des initiatives et des cibles de réduction des émissions de SO₂ en place aux états du nord-est des États-Unis.

RÉFÉRENCES

- Brouard, D. (1988). *Évaluation hydrochimique et écotoxicologique des retombées acides pour les rivières à saumon*. Thèse de doctorat, Université Paul Sabatier, Toulouse, France, 241p.
- Canada. Environnement Canada et Service Météorologique du Canada (2004). *Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada*. Ottawa, Environnement Canada, 440 p.
- CCME (2012). Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000. In Conseil canadien des ministres de l'Environnement. *Émissions Acidifiantes*, [En ligne]. http://www.ccme.ca/ourwork/air.fr.html?category_id=31 (Page consultée le 24 septembre 2012).
- CCME (2011). Rapport d'étape 2008-2009 sur la Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000. In Conseil canadien des ministres de l'Environnement. *Émissions Acidifiantes*, [En ligne]. http://www.ccme.ca/assets/pdf/2008_09_ar_progress_rpt_pn1459_f.pdf (Page consultée le 24 septembre 2012).
- Chassard-Bouchaud, C., Galle, C. et Lopez-Rabereau, E. (1992). Bioaccumulation de l'aluminium chez la truite *Salmo trutta fario* soumise aux retombées des pluies acides : étude structurale, ultrastructurale et microanalytique. *Revue des sciences de l'eau*, Vol. 5, n° 1, p. 37-54.
- Commission mixte internationale (2010). Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air – Rapport d'étape 2010. In Environnement Canada. *Publications*, [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/Publications/4B98B185-7523-4CFF-90F2-5688EBA89E4A/AccordCanadaEtatsUnisSsurLaQualiteDeLairRapportDetape2010.pdf> (Page consultée le 26 septembre 2012).
- Dupont, J. (2004). La problématique des lacs acides au Québec. In Gouvernement du Québec. *Eau*, [En ligne]. http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/lacs_acides/2004/lacs-acides-Qc.pdf (Page consultée le 6 août 2012).
- Environnement Canada (2012). Les pluies acides. In Environnement Canada. *Air*, [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/air/default.asp?lang=Fr&n=AA1521C2-1> (Page consultée le 4 juillet 2012).
- Environnement Canada (2011a). Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCEPA). In Environnement Canada. *Réseaux de surveillance*, [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/rs-mn/default.asp?lang=Fr&n=6C2AD92E-1> (Page consultée le 5 juillet 2012).
- Environnement Canada (2011b). Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique. In Environnement Canada. *Réseaux de surveillance*, [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/rnspa-naps/Default.asp?lang=Fr&n=5C0D33CF-1> (Page consultée le 20 septembre 2012).
- Environnement Canada (2010a). Oxydes de soufre. In Environnement Canada. *Principaux contaminants atmosphériques et polluants connexes*, [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/air/default.asp?lang=Fr&n=BBB2123F-0> (Page consultée le 5 juillet 2012).
- Environnement Canada (2010b). Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCEPA). In Environnement Canada. *Réseaux de surveillance*, [En ligne].

- <http://www.ec.gc.ca/rs-mn/default.asp?lang=Fr&n=752CE271-1> (Page consultée le 5 juillet 2012).
- EPA (2010). Effects of Acid Rain - Materials. *In* U.S. Environmental Protection Agency. *Acid Rain*, [En ligne]. <http://www.epa.gov/acidrain/effects/materials.html> (Page consultée le 11 octobre 2012).
- EPA (2007a). Effects of Acid Rain – Human Health. *In* U.S. Environmental Protection Agency. *Acid Rain*, [En ligne]. <http://www.epa.gov/acidrain/effects/health.html> (Page consultée le 11 octobre 2012).
- EPA (2007b). What is Acid Rain?. *In* U.S. Environmental Protection Agency. *Acid Rain*, [En ligne]. <http://www.epa.gov/acidrain/what/index.html> (Page consultée le 11 octobre 2012).
- Ferguson, H. L. et Jeffries, D. S. (2012). Pluie acides. *In* l'Encyclopédie canadienne, Environnement, *Site web de l'Encyclopédie canadienne*, [En ligne]. <http://www.thecanadianencyclopedia.com/articles/fr/pluies-acides> (Page consultée le 29 octobre 2012).
- Holt, Rinehart et Winston (s.d). ST9 Acid Rain. *In* Social Studies, *Site web de Holt, Rinehart and Winston*, [En ligne]. http://go.hrw.com/hrw.nd/gohrw_rls1/pKeywordResults?keyword=st9%20acid%20rain (Page consultée le 5 octobre 2012).
- Houle, D., Ouimet, R. et Duchesne, L. (2011). Les pluies acides et la forêt québécoise. *Le naturaliste canadien*, Vol. 125, n° automne 2011, p. 208-212.
- Hydro-Québec (2011). Principaux sites de production d'électricité dans le nord-est de l'Amérique du Nord, *Site web d'Hydro-Québec*, [En ligne]. <http://www.hydroquebec.com/fr/> (Page consultée le 5 octobre 2012).
- Jeffries, D.S., Brydges, T.G., Dillon, P.J., Dupont, J., Gunn, J.M., Harvey, H.H., Keller, W. et Lam, D.C.L. (2008). Menaces pour les sources d'eau potable et les écosystèmes aquatiques du Canada. *In* Environnement Canada. *Institut national de la recherche sur l'eau* [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/inre-nwri/default.asp?lang=Fr&n=235D11EB1&offset=8&toc=show#eta> (Page consultée le 6 juillet 2012).
- Le Gall, A. C. (2004). Effets de dépôts atmosphériques de soufre et d'azote sur les sols et les eaux douces en France. *In* Institut National de l'Environnement industriel et des risques, Environnement, *Centre de documentation*, [En ligne]. http://www.ineris.fr/centredoc/drc_45928.pdf (Page consultée le 20 novembre 2012).
- MDDEFP (2002a). L'acidité des eaux au Québec. *In* Gouvernement du Québec. *Air*, [En ligne]. http://www.mddep.gouv.qc.ca/air/pre_acid/brochure/texte1.htm#acidite (Page consultée le 24 septembre 2012).
- MDDEFP (2002b). Surveillance de la qualité des précipitations. *In* Gouvernement du Québec. *Climat*, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/climat/qualite-precipitation/index.htm> (Page consultée le 5 juillet 2012).

- Monette, M.Y. (2007). *Impact of episodic acid and aluminum exposure on the physiology of atlantic salmon, Salmo salar, smolt développement*. Thèse de doctorat, University of Massachusetts Amherst, Massachusetts, États-Unis, 159p.
- NADP (2012). *National atmospheric deposition program*. Site officiel du réseau NADP/NTN, [En ligne]. <http://nadp.sws.uiuc.edu/NADP/> (Page consultée le 4 octobre 2012).
- Nixon, A. (2002). *Les pluies acides : un aperçu de la question*. Bibliothèque du parlement, Direction de la recherche parlementaire, 30 p., [En ligne]. <http://dsp-psd.pwgsc.gc.ca/Collection-R/LoPBdP/PRB-f/PRB0261-f.pdf> (Page consultée le 2 octobre 2012).
- Nixon, A. et Curran, T. (1998). *Les pluies acides*. Division des sciences et de la technologie, Gouvernement du Canada, [En ligne]. <http://dsp-psd.pwgsc.gc.ca/Collection-R/LoPBdP/CIR/7937-f.htm> (Page consultée le 2 octobre 2012).
- Olivier, M. (2009). *Chimie de l'environnement*. 6^e édition, Lévis, Les productions Jacques Bernier, 370 p.
- Quimet, R. et Duchesne, L. (2009). *Évolution du dépassement de la charge critique d'acidité des écosystèmes forestiers du Québec*, Québec, Gouvernement du Québec, 8 p.
- Reuss, J. O. et Johnson, D. W. (1985). Effects of soil processes on the acidification of water by acid deposition. *Journal of environmental quality*, Vol. 14, n° 1, p. 26-31.
- Reuss, J. O. (1983). Implications of the calcium-aluminium exchange system for the effect of acid precipitation on soil. *Journal of environmental quality*, Vol. 12, n° 4, p. 591-595.
- UNECE (2010). Convention on long-range transboundary air pollution. In United Nations Economic Commission for Europe. *Air Pollution*, [En ligne]. <http://www.unece.org/env/lrtap/> (Page consultée le 24 septembre 2012).
- Van Coillie, R. (2011). *Éléments d'écotoxicologie générale et appliquée*. Québec, Presses de l'Université du Québec, 551 p.
- Van Coillie, R. et Van Coillie, G. (2010). Acidification des eaux douces au Québec avec rejets d'aluminium des sols acidifiés. In Van Coillie, R.(réd.), *Les eaux douces au Québec : constatations et évolution* (chap. 7, p.69-94). Lévis (Québec), Les productions Jacques Bernier.
- Van Coillie, R., Thellen, C., Campell, P. G. et Vigneault, Y. (1983). Effets toxiques de l'aluminium en conditions modérément toxiques chez les salmonidés. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci*, n° 237, 88 p.

**ANNEXE 1 : CARTE DES ÉMISSIONS DE DIOXYDE DE SOUFRE ET DES OXYDES D'AZOTE
PAR LA PRODUCTION D'ÉLECTRICITÉ DANS LE NORD-EST DE L'AMÉRIQUE DU NORD
AVEC LA TRAJECTOIRE DES VENTS DOMINANTS**

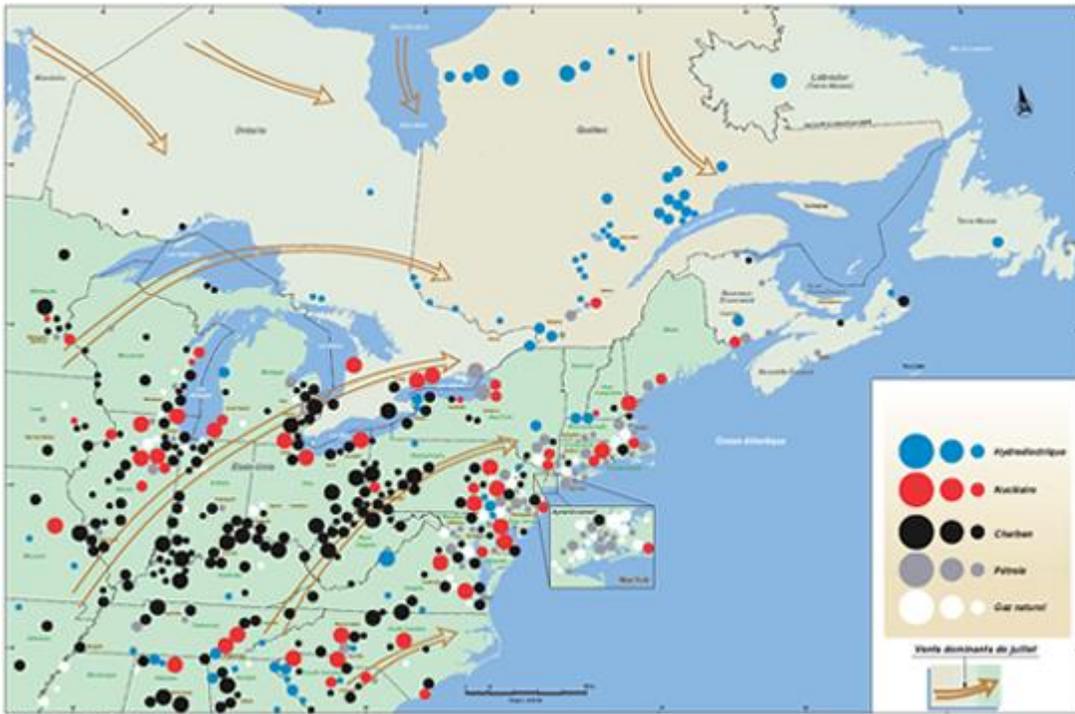


Figure A1.1 Carte des sources d'émissions du SO₂ et des NO_x par la production d'électricité dans le nord-est de l'Amérique du Nord avec la trajectoire des vents dominants (tiré d'Hydro-Québec, 2011)