

4. LES IMPACTS DES PRÉCIPITATIONS ACIDES SUR LE MILIEU AQUATIQUE

Les premières études québécoises traitant de l'impact des retombées acides sur les écosystèmes aquatiques ont été faites au début des années 1980, après qu'il eut été démontré que le sud-ouest de la province était soumis à des précipitations très acides et que ce territoire était extrêmement vulnérable à l'acidification (Bobée et al., 1982).

La décennie 1980 aura été marquée par deux grandes étapes sur le plan des études sur les écosystèmes aquatiques. Les années 1980 à 1985 ont permis de mieux cerner les secteurs sensibles à l'acidification et ceux particulièrement touchés par les précipitations acides. Cette même période aura permis d'évaluer les effets de l'acidification, d'explorer le potentiel du chaulage, d'analyser la variabilité saisonnière de la qualité des eaux de surface et de mettre au point des modèles de prévision. Cette période a coïncidé, comme on l'a mentionné précédemment, avec la mise en place d'une politique gouvernementale visant à réduire les émissions québécoises de dioxyde de soufre.

De 1986 à 1990, les efforts ont été orientés vers la réalisation des volets biologique et physico-chimique du réseau spatial de surveillance de l'acidité des lacs du Québec (RESSALQ). Le volet physico-chimique du réseau RESSALQ visait à quantifier l'état de la qualité des lacs du Québec méridional et à l'extrapoler à l'ensemble des lacs de ce territoire (Dupont, 1993). Depuis 1990, les études sont de plus en plus axées sur la détermination de l'effet des réductions d'émissions en cours ou à venir.

4.1 Situation actuelle au Québec

4.1.1 Qualité des eaux de surface

La figure 11 montre la distribution spatiale de la sensibilité des eaux de surface basée sur les concentrations d'alcalinité totale. La sensibilité est extrême lorsque les valeurs sont inférieures ou égales à 40 $\mu\text{eq/l}$; elle est élevée entre 40 et 100 $\mu\text{eq/l}$ et s'avère faible à des valeurs supérieures à 200 $\mu\text{eq/l}$.

De façon générale, le territoire du Bouclier canadien, (au nord du fleuve Saint-Laurent), constitue le milieu le moins apte à neutraliser les retombées acides en raison de ses caractéristiques géologiques et géomorphologiques particulières (Shilts et al., 1981). Les roches sont principalement de type granitique et sont pauvres en carbonates. Les sols partagent les mêmes caractéristiques minéralogiques et y sont de plus très minces.

La sensibilité est également grande où l'altitude est élevée (réserve des Laurentides et Côte-Nord). Par contre, la rive sud du Saint-Laurent, l'île d'Anticosti, la région immédiate du lac Saint-Jean, le secteur situé au nord de Ottawa-Hull et certains secteurs du nord-ouest québécois sont moins sensibles à l'acidification en raison de la présence d'agents neutralisants dans les sols des bassins versants (Dupont, 1993).

La quasi-totalité des lacs acides ($\text{pH} \leq 5,5$) du Québec se retrouvent dans le Bouclier canadien où la sensibilité des sols et des eaux de surface est élevée (figure 12). Ces lacs sont concentrés principalement à l'est et au sud-est de Rouyn-Noranda en Abitibi-Témiscamingue, près de la réserve faunique des Laurentides en Mauricie, et sur la moyenne Côte-Nord. Les lacs acides des régions de l'Outaouais, de la Mauricie et de l'Abitibi ont majoritairement subi, depuis le début du siècle, une acidification récente qui est associée aux forts dépôts acides, alors que l'acidité des lacs de la Côte-Nord est presque essentiellement d'origine naturelle (lacs aux eaux brunes).

Sur le plan de la qualité des eaux de surface, les sulfates sont souvent considérés comme un bon indicateur de l'intensité des retombées acides. Une grande concentration de sulfates dans les eaux de surface est souvent l'indication de dépôts acides importants. Il existe aussi une production naturelle de sulfates dans les bassins versants, mais celle-ci est généralement faible et varie très peu dans le Bouclier canadien. Selon la distribution géographique des sulfates dans les eaux de surface (figure 13), les concentrations les plus élevées sont observées dans la partie sud-ouest du Québec et autour de Rouyn-Noranda et décroissent vers le nord et le nord-est.

Figure 11
**VARIABILITÉ SPATIALE DE L'ALCALINITÉ TOTALE
 DANS LES LACS DU BOUCLIER CANADIEN**

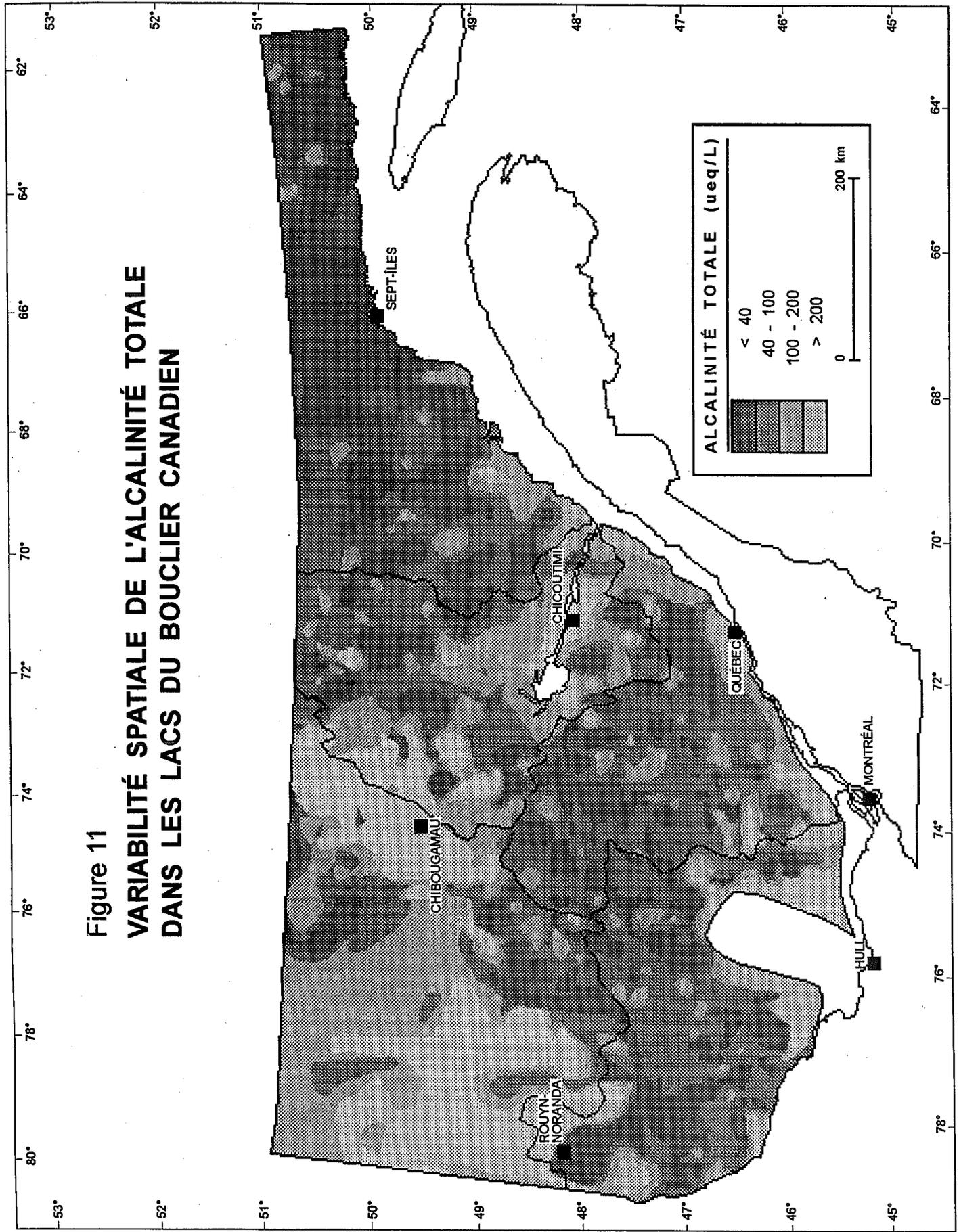


FIGURE 12
VARIABILITÉ SPATIALE DU pH DANS
LES LACS DU BOUCLIER CANADIEN

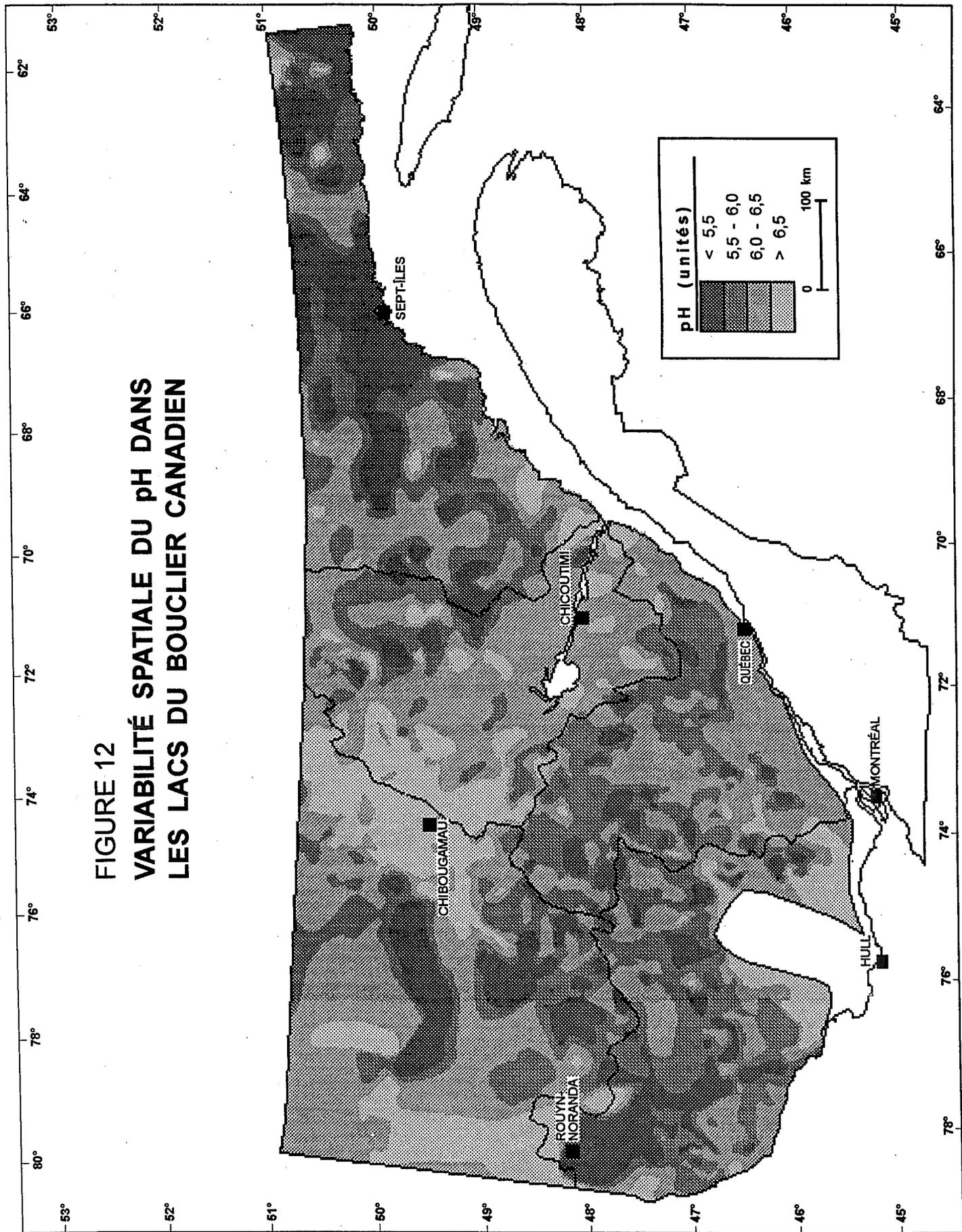
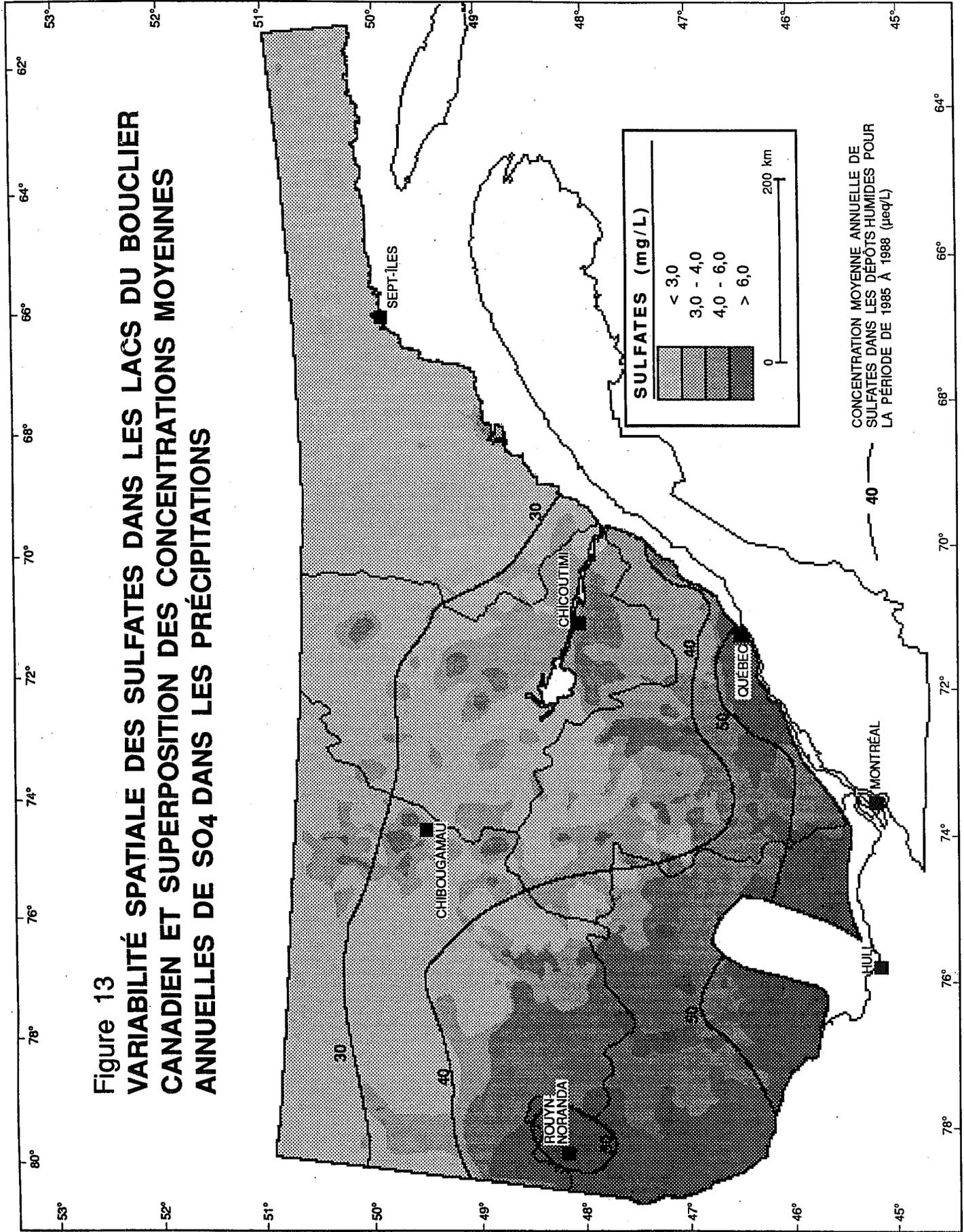


Figure 13
VARIABILITÉ SPATIALE DES SULFATES DANS LES LACS DU BOUCLIER
CANADIEN ET SUPERPOSITION DES CONCENTRATIONS MOYENNES
ANNUELLES DE SO₄ DANS LES PRÉCIPITATIONS



Cette répartition spatiale des concentrations est presque identique à celle des dépôts humides annuels de sulfates (figure 3).

Bien que les nitrates représentent le deuxième polluant en importance dans les dépôts humides et que leur importance relative est appelée à s'accroître avec la baisse des niveaux de sulfates dans les précipitations, les concentrations de ce polluant dans les eaux de surface demeurent encore très faibles (20 fois plus faibles en moyenne que les concentrations observées dans les précipitations). Ceci s'explique par le haut taux d'assimilation de cet élément par les micro-organismes et la végétation. Toutefois, cette situation pourrait changer si on s'en remet aux observations faites ailleurs dans le monde. Des études récentes montrent clairement que les nitrates pourraient être appelés à jouer un rôle déterminant dans l'acidification des eaux de surface. Ainsi, Wright (1991) et Wright et Hauhs (1991) ont indiqué que le réchauffement planétaire pourrait accroître l'effet acidifiant des nitrates sur les eaux de surface en milieu forestier boréal.

Un rapport préliminaire de Jeffries (1995) montre que plusieurs lacs du Canada, et en particulier plusieurs plans d'eau du Québec, ont presque atteint le seuil de saturation en nitrates, seuil à partir duquel l'acidification peut s'accroître de façon importante. Plusieurs lacs des monts Adirondacks auraient d'ailleurs déjà atteint ce seuil. Or, ces lacs présentent des caractéristiques très similaires à celles des lacs du Bouclier canadien. Une récente étude américaine (EPA, 1995) va encore plus loin dans ce sens en s'appuyant sur l'étude du Nitrogen Bounding Study. Cette dernière indique qu'une grande proportion de lacs du nord-est américain atteindra le seuil de saturation en nitrates d'ici 25 à 75 ans. Cette étude indique que même avec les réductions d'émissions de SO_2 déjà prévues aux États-Unis, la proportion de lacs acides pourrait doubler d'ici une centaine d'années; cette étude recommande ainsi une réduction additionnelle de 50 % des émissions pour au moins maintenir la même proportion de lacs acides qu'en 1984.

Le Québec compte près de 750 000 lacs de toute taille. Des études récentes (Dupont, 1993) effectuées dans le Bouclier canadien, au sud de 51°N (latitude du lac Mistassini), montrent que

6 151 (19,3 %) des 31 808 lacs ayant une superficie de 0,1 à 20 km^2 étaient acides entre 1986 et 1990; 16 525 (52 %) de ces mêmes lacs présentaient un pH inférieur ou égal à 6 unités, valeur sous laquelle les dommages aux populations de poissons commencent à être observés.

Le pourcentage de lacs acides ($\text{pH} \leq 5,5$) varie de 6,9 % à 33 % selon la région hydrographique: Côte-Nord: 33 %; Outaouais: 23 %; Abitibi: 15,9 %; Mauricie: 11,8 %; Saguenay: 6,9 %. Il en est de même pour les lacs à $\text{pH} \leq 6$: Côte-Nord: 66 %; Outaouais: 62,5 %; Mauricie: 58,3 %; Abitibi: 40,1 %; Saguenay: 29 %.

L'extrapolation des pourcentages précédents aux 160 000 lacs de plus d'un hectare dénombrés sur le territoire au sud de 51°N implique qu'il y aurait un minimum de 29 432 lacs acides. Le nombre combiné de lacs acides ($\text{pH} \leq 5,5$) et de transition ($5,5 < \text{pH} \leq 6,0$) dépasserait les 81 000.

4.1.2 Effets de l'acidité sur les organismes aquatiques

Sur le plan biologique, les études scientifiques démontrent clairement que le nombre d'espèces de poissons et autres organismes aquatiques (plancton, benthos, plantes, etc.) baisse avec l'augmentation de l'acidité (Tremblay et Richard, 1993). Ces organismes ne subissent à peu près pas d'effets néfastes tant que le lac maintient un pH supérieur à 6 unités. Entre les pH de 6,0 et de 5,5, l'acidité peut faire disparaître environ 25 % des espèces parmi les plus sensibles, comme les cyprins (menés) et le doré jaune. Les dommages s'accroissent entre les pH de 5,5 et de 5,0 alors qu'un 50 % additionnel d'espèces disparaissent. Lorsque le pH diminue en deçà de 5,0 unités, seulement 25 % des espèces, comme la perchaude et le brochet, peuvent survivre, bien qu'elles ne puissent plus se reproduire.

Les effets néfastes de l'acidification impliquent donc une mortalité des organismes aquatiques et une baisse de la diversité des espèces. L'acidification est aussi responsable de divers effets directs et indirects, tels que la baisse du poids total de poissons dans un lac, l'appauvrissement de la chaîne alimentaire, la toxicité accrue de l'aluminium et d'autres métaux traces toxiques, l'arrêt de la reproduction, la mortalité des oeufs

et des alevins, les problèmes de respiration, la présence de pathologies dans les branchies, la diminution de la densité d'organismes aquatiques, etc. (RMCC, 1990; Tremblay et Richard, 1993). La disparition d'espèces provoque aussi un appauvrissement du bassin génétique des populations piscicoles.

L'acidification a aussi un impact sur la végétation aquatique. Lorsque le pH passe de 6,0 à 5,0 unités, les plantes vasculaires (macrophytes) sont remplacées par les mousses et les sphaignes qui tapisseront éventuellement le fond du lac, accélérant ainsi le processus d'acidification.

4.2 Réversibilité de l'acidification

L'acidification des eaux de surface serait un phénomène réversible. Les expériences vécues à Sudbury et à Coniston en Ontario montrent que la réduction des émissions polluantes a permis une amélioration de la qualité des eaux de surface environnantes (Dillon et al., 1986; MacIsaac et al., 1986). Des expériences de terrain effectuées en Ontario et en Norvège confirment ces résultats (Wright et al., 1988). Bien que la réversibilité chimique soit possible, le rétablissement des conditions biologiques d'origine ne serait que partiel et se ferait beaucoup plus lentement (Tremblay et Richard, 1993). Il est également possible que la structure d'espèces qui se développera par suite de l'amélioration de la qualité des eaux de surface diffère de celle d'origine du fait que certaines espèces auront disparu et que les niches écologiques ainsi libérées seront éventuellement occupées par d'autres espèces. La lente récupération biologique s'explique par le long processus de colonisation des plans d'eau par les divers organismes aquatiques. Pour le poisson, la réversibilité biologique devra parfois passer par le réensemencement de populations.

4.3 Chaulage des eaux de surface

Il existe deux moyens pour contrecarrer l'acidification des eaux de surface, soit réduire la pollution à sa source par une réduction des émissions polluantes, soit intervenir localement en rehaussant le pH des plans d'eau. Le MEF a choisi d'orienter son programme de lutte contre les

précipitations acides vers la réduction des émissions du fait que cette solution était la plus logique dans une perspective à moyen et à long terme. Le chaulage, quant à lui, représente plutôt une solution à court terme qui doit être répétée périodiquement sur chaque plan d'eau (Houde et al., 1989).

Le chaulage consiste à ajouter un produit chimique alcalin, généralement de la calcite prédis-soute, aux eaux de surface de façon à rehausser graduellement le pH de celles-ci. Le chaulage peut s'avérer une solution intéressante pour certains regroupements comme les ZEC et les clubs privés qui éprouvent des problèmes d'acidité sur leurs plans d'eau. Toutefois, cette solution devient peu attrayante lorsqu'il y a un grand nombre de lacs, et c'est le cas au Québec. Ainsi, le fait qu'il y ait près de 750 000 plans d'eau sur notre territoire, que près d'un lac sur cinq soit acide, que le chaulage ne soit pas efficace pour les lacs aux eaux colorées ni pour ceux dont les eaux se renouvellent rapidement, et que le chaulage soit impossible pour les lacs difficiles d'accès sont autant de raisons qui ont incité le gouvernement du Québec à tenter de réduire le problème à sa source.

4.4 Effets des réductions des émissions de SO₂

Les réductions des émissions de polluants entreprises tant au Canada qu'aux États-Unis sont fondées sur l'atteinte et le respect d'un dépôt cible de 20 kg/ha/an en sulfates. Cette valeur cible a été fixée par les autorités politiques afin de protéger adéquatement les écosystèmes modérément sensibles à l'acidification. Elle sert ainsi d'objectif environnemental pour évaluer le succès des réductions. Cependant, il est maintenant connu qu'un dépôt cible de 20 kg/ha/an est trop élevé pour protéger les écosystèmes plus sensibles (Hultberg, 1988; RMCC, 1990; Dupont, 1993). Pour évaluer l'impact des dépôts acides et des réductions éventuelles, on a maintenant recours au concept de charge critique qui se définit comme étant le dépôt maximal de sulfates ou de nitrates qui n'entraînera pas une acidification des eaux de surface à long terme ou de dommages irréversibles aux organismes aquatiques (RMCC, 1990).

Selon les études menées au Québec (Dupont, 1993), une large proportion des lacs actuellement acides présente des charges critiques de sulfates inférieures à 20 kg/ha/an, ce qui implique qu'un dépôt cible plus faible (de 12 à 15 kg/ha/an) serait requis pour la protection des écosystèmes sensibles (figure 14).

L'application de modèles d'acidification permet aussi de prévoir l'effet probable des réductions d'émissions, et par le fait même des dépôts acides, sur l'acidité des plans d'eau. Selon ces modèles, plus de 77 % des lacs actuellement acides des régions de l'Outaouais, de la Mauricie et de l'Abitibi pourraient être récupérés, les zones de lacs acides pouvant disparaître presque complètement de ces secteurs (figure 15). Toutefois, l'ensemble des réductions annoncées ne permettra pas de réduire les dépôts humides annuels de sulfates en deçà de la charge critique requise pour maintenir des conditions non acides ($\text{pH} \geq 6$). De fait, les lacs de certaines parties du Bouclier canadien continueront d'être acides ou de présenter un $\text{pH} < 6$ après 2003 (figure 15).

Il est important de mentionner que les prévisions faites à partir des modèles mathématiques (modèles de transport et de transformation des polluants et modèles d'acidification) s'avèrent des états futurs probables dont la précision n'est pas connue du fait que plusieurs hypothèses sous-tendent l'application de tels modèles (Dupont et Grimard, 1987). Ces évaluations sont basées sur un scénario de dépôt acide pour l'an 2003 fourni par Environnement Canada. La proportion de récupération de lacs acides prévue ne sera atteinte que si l'ensemble des réductions annoncées se réalise et si le rôle des nitrates continue de rester négligeable ou à tout le moins stable dans le temps. De plus, ces prévisions tiennent compte d'un taux fixe de réduction aux États-Unis. La situation réelle pourrait éventuellement différer si le programme d'échange des droits d'émission (*Trading Emission Program*) permettait aux États américains limitrophes du Canada, dont les usines sont plus âgées que celles des États du sud, de réaliser des réductions moindres que celles actuellement prévues, qui sont de l'ordre de 40 %.

Dans l'ensemble du territoire étudié, les réductions annoncées permettront de récupérer 64 % des 29 432 lacs acides ($\text{pH} < 5,5$) et en particulier 86 % des lacs acidifiés depuis le tournant du siècle (Dupont, 1993). Sur le nombre estimé de 29 432 lacs acides dans le sud du Québec, près de 10 300 l'étaient déjà avant le début des activités industrielles. Dans leur cas, l'acidité est d'origine naturelle et est surtout causée par la présence de matière organique dans l'eau. Il reste donc un peu plus de 19 100 lacs «acidifiés». Les réductions annoncées permettront ainsi de récupérer environ 16 300 de ces lacs. Pour les 2 700 autres lacs acidifiés depuis le début du siècle, des réductions d'émissions additionnelles seraient nécessaires pour assurer leur récupération éventuelle. Il est à noter que les 2 700 lacs qui ne seront pas récupérés avec les réductions prévues sont concentrés pour la plupart dans le sud du Québec, près des secteurs récréotouristiques. Ces réductions d'émissions devraient permettre de ramener le pH au-dessus de 6,0 dans près de 50 % des 81 000 lacs qui se situent au sud de 51°N et qui présentent actuellement un pH inférieur à cette valeur. La hausse des pH dépassera 0,5 à 1,0 unité dans la majorité des cas. Par contre, sur la Côte-Nord, les réductions d'émissions n'auront qu'un impact minime sur la récupération des lacs acides, l'acidité de ces derniers étant principalement d'origine naturelle.

L'amélioration de la qualité des précipitations dans l'ouest du Québec commence à avoir des effets positifs sur la qualité des eaux de surface. Le réseau TADPA d'Environnement Canada (Bouchard, 1992) et le projet NORANDA Phase II du MEF (Dupont, 1992) ont tous deux permis de détecter une diminution des sulfates dans les eaux de surface de l'ouest québécois. Pour les lacs du projet NORANDA, le pourcentage de réduction des sulfates entre 1982 et 1991 augmente avec leur proximité de Rouyn-Noranda pour atteindre, dans certains cas, près de 50 %. Les réductions étant encore très récentes, on ne commence qu'à détecter une légère hausse de l'alcalinité des lacs dans ce secteur.

Figure 14
DÉPASSEMENT DE LA CHARGE CRITIQUE
EN SULFATES PRÉVU POUR L'AN 2003

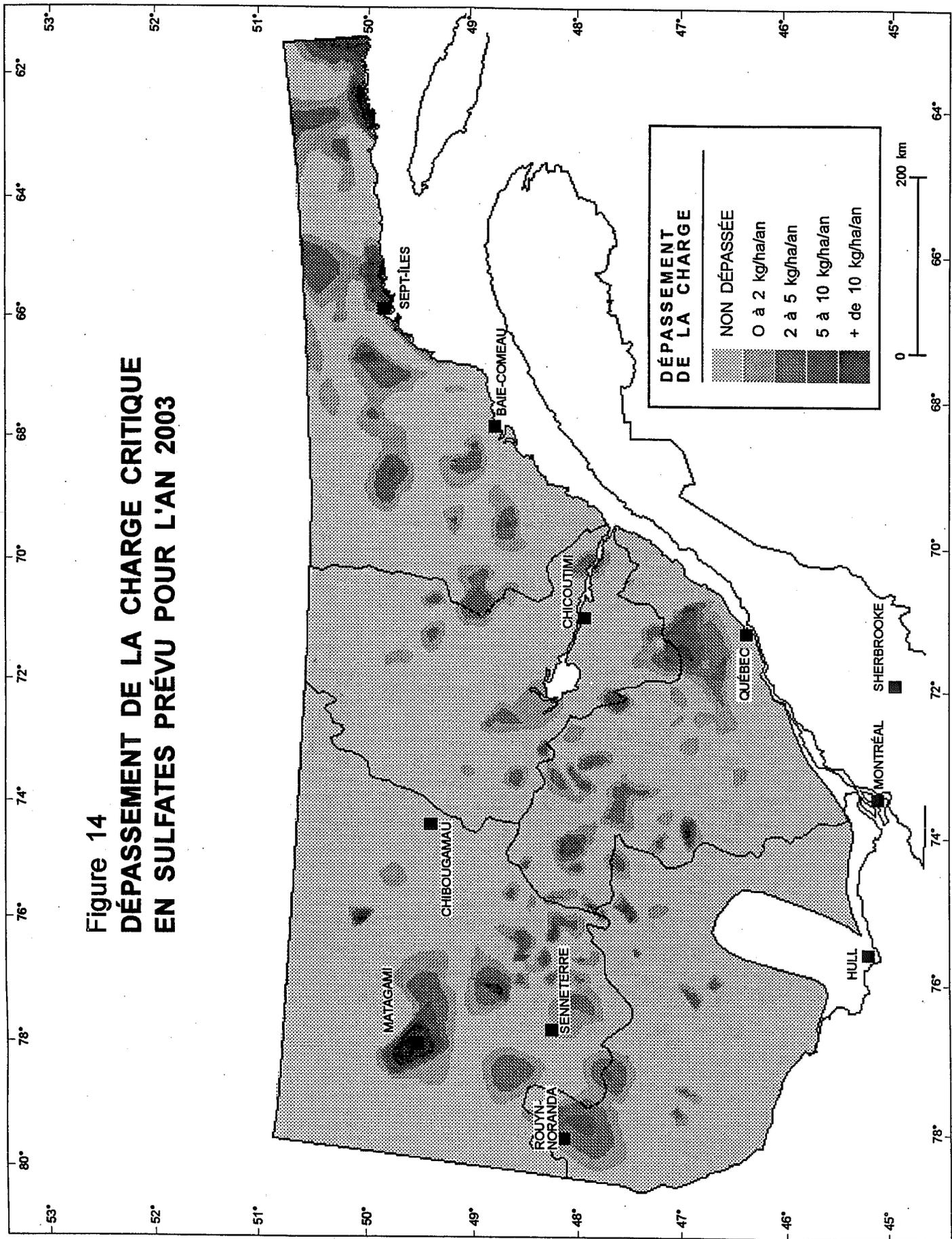
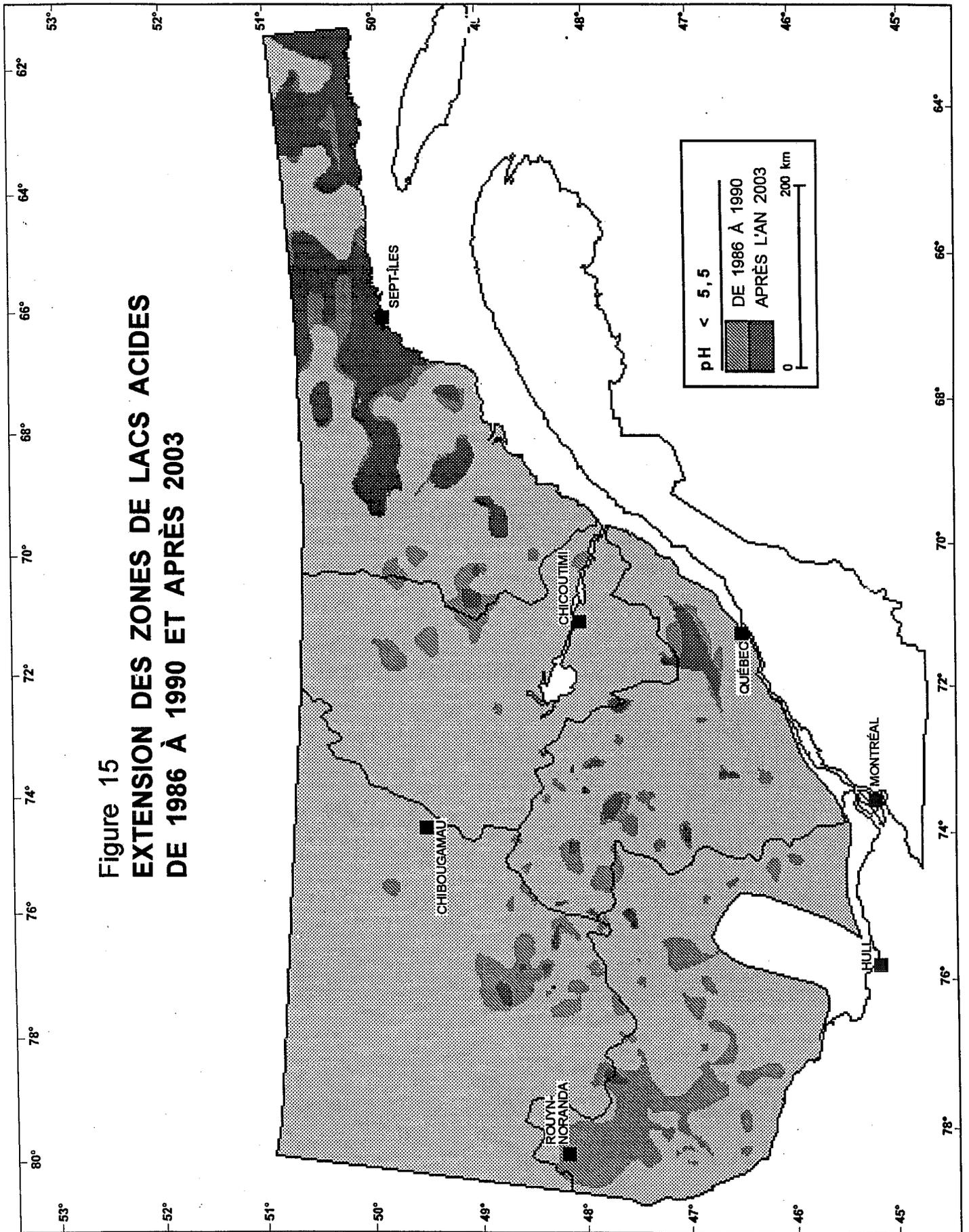


Figure 15
EXTENSION DES ZONES DE LACS ACIDES
DE 1986 À 1990 ET APRÈS 2003



5. LES IMPACTS DES PRÉCIPITATIONS ACIDES SUR LES ÉCOSYSTEMES FORESTIERS

Comme on vient de le souligner, un grand nombre de lacs au Québec ont subi une acidification marquée dans les dernières décennies. Ces lacs sont principalement alimentés par leur bassin versant et les sols de ces territoires jouent un rôle déterminant dans la composition chimique des eaux de surface. Par conséquent, certaines propriétés des sols ont subi des changements par suite de l'avènement des précipitations acides. Ces changements influencent à leur tour la nutrition et l'état de santé des peuplements forestiers. Ainsi, les précipitations acides ont un effet direct sur le couvert forestier et un effet indirect par le sol.

5.1 Impacts sur le couvert forestier

Afin d'évaluer les impacts réels des dépôts acides sur l'écosystème forestier, la mesure des polluants atmosphériques en forêt s'avère primordiale. C'est à cette fin que le réseau de mesure des polluants atmosphériques en milieu forestier et agricole au Québec (REMPAFAQ), composé d'une vingtaine de stations réparties sur le territoire forestier et agricole québécois (figure 2), effectue un suivi régulier des conditions atmosphériques et climatiques. La station de mesure du bassin du lac Clair (Duchesnay), établie en 1987, permet de mener une étude intensive visant à évaluer l'impact des principaux stress environnementaux, dont les précipitations acides, sur deux types d'écosystème forestier: une érablière à bouleau jaune et une sapinière à épinette rouge. Quelques résultats obtenus à partir des mesures effectuées à cette station sont présentés ici.

5.1.1 Acidité

Depuis 1988, le pH moyen des précipitations recueillies au-dessus du couvert forestier est demeuré stable à près de 4,25 (tableau 4), ce qui correspond à une précipitation 23 fois plus acide qu'une pluie normale (pH = 5,6) en équilibre avec le CO₂ atmosphérique. Les résultats des analyses des précipitations incidentes confirment la relation directe entre l'acidité des précipitations et les concentrations respectives en SO₄ et NO₃ (figure 16). Ainsi, plus les concentrations en sulfates et nitrates sont élevées, plus les précipitations sont acides.

Lorsque les précipitations acides traversent le couvert forestier, elles subissent des transformations chimiques importantes et deviennent plus ou moins acides, selon le type de couvert (tableau 4). Ainsi, pour les deux écosystèmes forestiers étudiés, les eaux filtrées par le feuillage des arbres (pluvio-lessivats) et récoltées sous le couvert sont moins acides que les précipitations incidentes, en raison du lessivage de cations basiques sur le feuillage. Toutefois, en période estivale, l'érablière, dont les pluvio-lessivats sont 2,6 fois moins acides qu'à découvert, démontre une capacité de neutralisation plus élevée que la sapinière. Dans les peuplements forestiers, la chimie de l'eau peut également être grandement modifiée lorsqu'elle s'écoule le long des troncs. Dans l'érablière, l'eau s'écoulant le long des troncs est 19 fois moins acide qu'à découvert et 12 fois moins que sous le couvert. Par contre, dans la sapinière, l'eau le long des troncs est 2,2 fois plus acide qu'à découvert et 43 fois plus que dans l'érablière.

Sous l'horizon organique, l'acidité est plus élevée qu'à tout autre niveau de l'écosystème et est demeurée relativement stable depuis 1988. Encore une fois, la sapinière est plus acide que l'érablière, vraisemblablement en raison d'une production plus importante d'acides organiques.

Ces résultats démontrent sans l'ombre d'un doute que les écosystèmes forestiers sont des filtres actifs dont les capacités de neutralisation des précipitations acides varient selon les espèces forestières qui les composent.

5.1.2 Sulfates

Entre 1988 et 1994, la concentration de sulfates dans les précipitations à découvert a diminué de 20 % (tableau 4), probablement en raison d'une baisse des émissions de soufre au Québec et en Ontario et, dans une moindre mesure, aux États-Unis. En été, le SO₄ est l'anion qui domine, alors qu'en hiver, le NO₃ est prépondérant.

En dépit d'une baisse importante de la concentration des sulfates dans les précipitations, les dépôts annuels moyens à la station du bassin du lac Clair (Duchesnay) sont toujours élevés et n'ont que faiblement diminué, principalement en

TABLEAU 4. Variation de l'acidité des précipitations et des concentrations de sulfates et de nitrates dans les eaux de solution de deux écosystèmes forestiers¹

A DÉCOUVERT ²										
Année	pH		Sulfates (mg/L)			Nitrates (mg/L)				
	Été ³	Moyen	Été	Total	Hiver	Été	Total	Été	Hiver	
1988	4,17	4,13	2,78	2,62	2,43	1,51	2,18	3,00		
1989	4,42	4,33	1,79	2,03	2,38	0,98	1,66	2,63		
1990	4,30	4,25	2,33	2,41	2,52	1,24	1,74	2,44		
1991	4,27	4,25	2,21	2,05	2,82	1,47	1,79	2,24		
1992	4,18	4,21	2,24	1,95	1,50	1,33	1,56	1,92		
1993	4,27	4,29	2,23	1,97	1,56	1,46	1,74	2,19		
1994	4,28	4,31	2,60	2,12	1,41	1,63	1,89	2,27		
Moyenne	4,26	4,25	2,30	2,16	1,96	1,37	1,79	2,38		

SOUS DÉCOUVERT											
Année	Érablière		Sapinière		Érablière		Sapinière		Sapinière		
	Été	Moyen	Été	Hiver	Été	Moyen	Été	Hiver	Été	Moyen	
1988	4,45	4,28	4,12	4,11	4,25	3,59	2,72	4,72	4,37	1,64	2,43
1989	4,87	4,46	4,21	4,16	2,65	2,39	2,06	3,56	4,04	0,93	1,91
1990	4,81	4,44	4,20	4,18	3,07	2,71	2,24	3,59	3,61	1,30	1,92
1991	4,61	4,44	4,27	4,29	2,89	2,54	2,02	3,86	3,02	1,54	2,00
1992	4,56	4,42	4,27	4,24	2,84	2,43	1,79	3,34	2,81	1,20	1,70
1993	4,71	4,55	4,38	4,34	2,82	2,37	1,66	3,05	2,58	1,23	1,64
1994	4,79	4,57	4,48	4,36	3,09	2,54	1,73	2,68	2,45	1,56	2,00
Moyenne	4,67	4,45	4,25	4,23	3,07	2,64	2,03	3,49	3,40	1,34	1,93

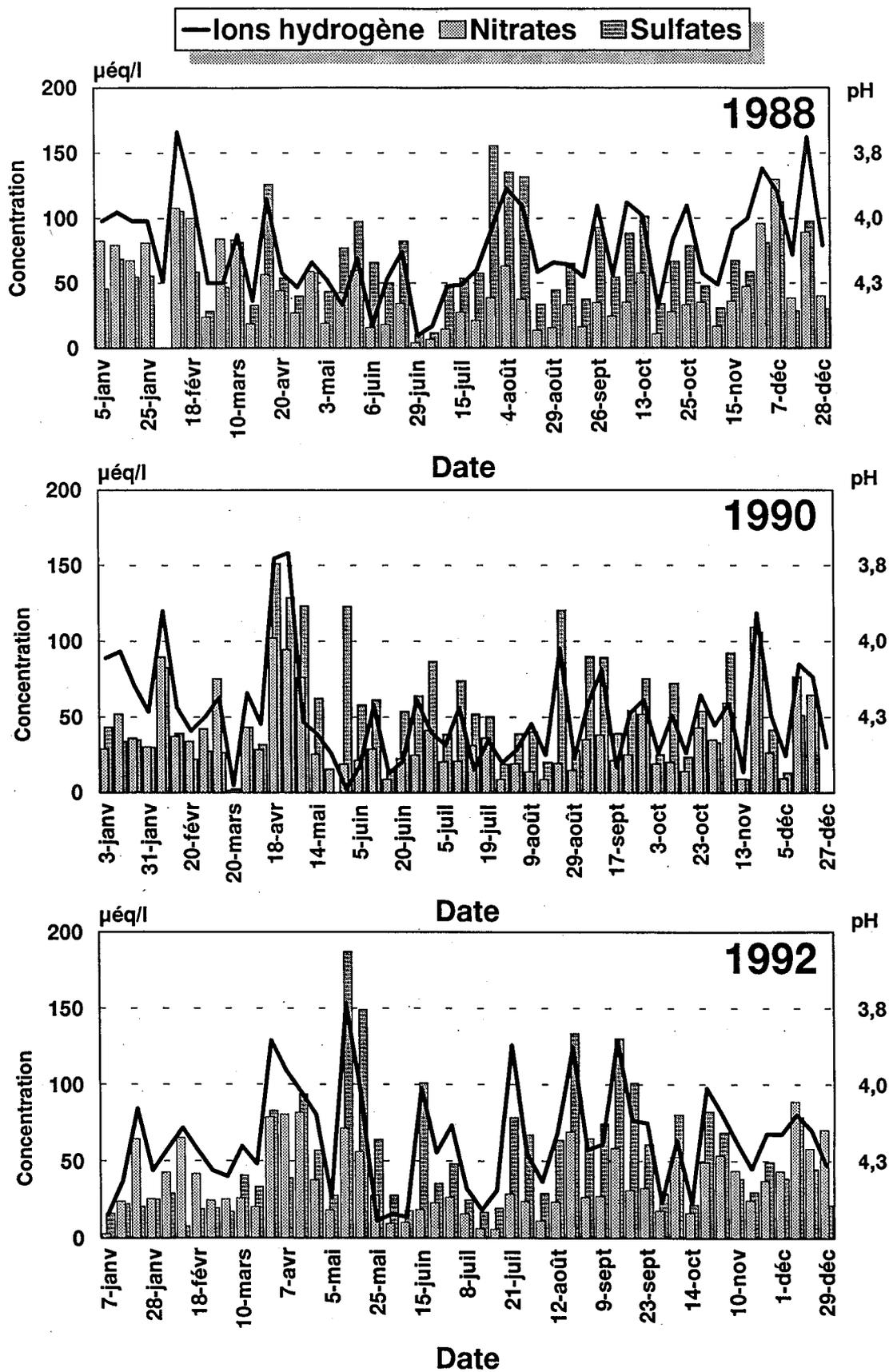
LE LONG DES TRONCS										
Année	Érablière		Sapinière		Érablière		Sapinière		Sapinière	
	Été	Moyen	Été	Hiver	Été	Moyen	Été	Hiver	Été	Moyen
1988	5,43	5,43	3,85	3,85	6,51	6,51	16,27	16,27	0,90	0,90
1989	5,65	5,65	3,93	3,93	3,89	3,89	11,27	11,27	0,27	0,27
1990	5,68	5,68	3,95	3,95	4,01	4,01	9,93	9,93	0,38	0,38
1991	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
1992	5,41	5,41	---	---	3,80	3,80	---	---	0,50	0,50
1993	5,63	5,63	---	---	3,78	3,78	---	---	0,49	0,49
1994	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Moyenne	5,54	5,54	3,91	3,91	4,18	4,18	12,19	12,19	0,49	0,49

HORIZON ORGANIQUE										
Année	Érablière		Sapinière		Érablière		Sapinière		Sapinière	
	Été	Moyen	Été	Hiver	Été	Moyen	Été	Hiver	Été	Moyen
1988	4,05	4,05	3,73	3,73	4,62	4,62	4,68	4,68	2,89	2,89
1989	4,16	4,16	4,01	4,01	3,53	3,53	4,82	4,82	2,55	2,55
1990	4,06	4,06	3,88	3,88	3,80	3,80	4,80	4,80	3,40	3,40
1991	4,02	4,02	3,85	3,85	3,44	3,44	5,69	5,69	2,70	2,70
1992	3,97	3,97	3,68	3,68	3,33	3,33	4,30	4,30	1,62	1,62
1993	4,02	4,02	3,55	3,55	3,29	3,29	5,25	5,25	2,88	2,88
1994	4,01	4,01	3,68	3,68	3,62	3,62	4,68	4,68	4,21	4,21
Moyenne	4,10	4,10	3,78	3,78	3,67	3,67	4,86	4,86	2,92	2,92

1 Bassin du lac Clair, (Duchesnay)
 2 du 1er mai au 31 octobre
 3 du 1er janvier au 31 avril
 4 Dépôt humide seulement

Figure 16

Relation entre l'acidité des précipitations à découvert et les concentrations des nitrates et sulfates



Bassin du lac Clair (Duchesnay)

raison des variations importantes de la pluviométrie (tableau 5). Pour la période étudiée, le dépôt humide annuel moyen était de 27,7 kg/ha, avec un maximum de 35,1 kg/ha atteint en 1990 et un minimum de 24,4 kg/ha au cours de 1991.

Tout comme pour l'acidité, les concentrations de SO_4 en solution dans les eaux de pluie sont modifiées en pénétrant dans l'écosystème forestier. Ainsi, à tous les niveaux étudiés de l'écosystème (sous le couvert forestier, le long des troncs et dans l'horizon organique), les concentrations sont supérieures à celles mesurées à découvert, alors que la sapinière affiche des concentrations moyennes beaucoup plus élevées que l'érablière (tableau 4). Or, il appert que le cyclage interne du soufre serait pratiquement inexistant dans l'arbre. Ainsi, le soufre contenu dans la végétation ne saurait être mis en disponibilité et lessivé et ainsi contribuer à la hausse de concentration notée. Conséquemment, la hausse de la concentration de SO_4 , sous couvert et le long des troncs, serait principalement attribuable à l'interception, puis à l'évaporation des précipitations par le couvert forestier ainsi qu'aux dépôts secs accumulés sur le feuillage et le tronc, ensuite solubilisés par les eaux de pluie. En fait, selon les régions et les types de peuplements (résineux ou feuillus), ces dépôts secs peuvent représenter de 25 % à 50 % du dépôt total. Toutefois, les techniques couramment utilisées ne nous permettent pas encore de quantifier adéquatement l'importance de ce type de dépôt sur la forêt.

Dans l'horizon organique, les deux écosystèmes forestiers étudiés ont un comportement distinct quant au SO_4 en solution. En effet, bien que les concentrations en SO_4 soient plus élevées dans la sapinière, la quantité qui percole à travers l'humus est moindre, principalement en raison de l'interception accrue des précipitations causée par l'architecture des arbres (forme conique qui offre une surface de contact plus grande). Pendant la période estivale, seule une proportion de 50 % à 60 % des dépôts de SO_4 récoltés sous couvert se sont écoulés à travers l'horizon organique. Il est très plausible que l'excédent se soit fixé à la matière organique et qu'il puisse s'y accumuler au fil des ans. Peu de choses sont connues quant au devenir du soufre et à ses

différentes formes dans l'écosystème forestier; des travaux de recherche en cours devraient apporter des éléments de réponse à cette question.

5.1.3 Nitrates

Au bassin du lac Clair, la concentration de NO_3 dans les précipitations à découvert n'a pas beaucoup diminué depuis 1988, bien qu'une baisse notable (24 %) ait été notée entre 1988 et 1989. En fait, depuis 1990, les concentrations sont demeurées relativement stables, tant en été qu'en hiver. La concentration la plus faible a été enregistrée à l'été 1989 tandis que la concentration la plus élevée est celle de l'hiver 1988 (tableau 4). En 1994, les dépôts humides de nitrates étaient de 23,4 kg/ha, soit 0,5 kg/ha de plus que la moyenne de la période échantillonnée (de 1988 à 1994).

Contrairement aux sulfates, les concentrations de NO_3 sous couvert diminuent comparativement à celles à découvert, surtout en période estivale, alors que cette baisse est plus prononcée dans la sapinière que dans l'érablière. Une hypothèse qui expliquerait cette diminution est qu'une partie des nitrates contenus dans les précipitations est absorbée par le feuillage des arbres. Encore ici, l'architecture des forêts expliquerait les différences notées entre les deux écosystèmes.

Quant à l'eau qui s'écoule le long des troncs, une baisse encore plus marquée de la concentration des nitrates est observée. En effet, dans l'érablière, les concentrations à ce niveau sont de 60 % inférieures à celles présentes sous couvert, alors que dans la sapinière, une baisse de 99 % est notée. Cette baisse marquée serait principalement attribuable à la présence de nombreuses épiphytes sur l'écorce des arbres de la sapinière qui, lors d'épisodes pluvieux, absorberaient les nitrates en solution. Une telle efficacité d'absorption jumelée à une faible quantité d'eau s'écoulant le long des troncs fait en sorte que l'apport annuel total des nitrates au sol est négligeable.

Dans l'horizon organique, les deux écosystèmes forestiers étudiés ont une fois de plus un comportement distinct quant aux nitrates mis en solu-

TABLEAU 5. Variation de l'acidité des précipitations et des dépôts annuels de sulfates et de nitrates dans deux écosystèmes forestiers¹

A DÉCOUVERT*		Précipitations (mm)		Sulfates (kg/ha)		Nitrates (kg/ha)	
Année	Été ²	Totales	Hiver ³	Été	Total	Hiver	Total
1988	636	1 155	519	17,7	30,3	12,6	25,2
1989	703	1 193	490	12,6	24,2	11,7	19,8
1990	850	1 455	605	19,8	35,1	15,2	25,3
1991	690	1 191	501	15,2	24,4	9,1	21,4
1992	791	1 297	506	17,7	25,3	7,6	20,2
1993	875	1 434	559	19,5	28,2	8,7	25,0
1994	738	1 240	502	19,2	26,3	7,1	23,4
Moyenne	755	1 281	526	17,4	27,7	10,3	22,9

SOUS DÉCOUVERT		Érablière		Sapinière		Érablière		Sapinière		Érablière		Sapinière	
Année	Été	Total	Hiver	Été	Hiver	Été	Hiver	Total	Hiver	Été	Hiver	Total	Hiver
1989	597	1 080	483	545	450	15,8	25,8	9,9	17,3	5,6	20,6	15,1	16,7
1990	724	1 275	551	669	563	22,2	34,6	12,3	24,0	9,4	24,5	15,0	18,8
1991	600	995	395	515	404	17,3	25,3	8,0	19,9	9,2	19,9	10,6	14,6
1992	706	1 150	444	641	406	20,1	28,0	7,9	21,4	8,5	19,5	11,1	14,4
1993	763	1 255	492	673	488	21,5	29,7	8,2	20,5	9,4	20,6	11,2	16,4
1994	662	1 116	454	597	444	20,5	28,3	7,9	16,0	10,3	22,3	11,9	16,5
Moyenne	662	1 128	466	593	457	20,3	29,8	9,5	20,7	8,8	21,7	12,9	16,8

LE LONG DES TRONCS		Été	Hiver	Total	Été	Hiver	Total	Été	Hiver	Total
1988	7									
1989	10	5	-	5	0,4	-	0,4	0,6	0,6	1,0
1990	8	7	-	7	0,3	-	0,3	0,7	0,7	1,0
1991	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1992	15	-	-	-	0,6	-	0,6	-	-	0,6
1993	16	-	-	-	0,6	-	0,6	-	-	1,2
1994	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Moyenne	11	6	-	6	0,5	-	0,5	0,7	0,7	1,2

HORIZON ORGANIQUE		Été	Hiver	Total	Été	Hiver	Total	Été	Hiver	Total
1988	333									
1989	338	135	-	135	11,9	-	11,9	6,5	6,5	23,4
1990	366	179	-	179	13,9	-	13,9	8,6	8,6	25,5
1991	324	226	-	226	11,1	-	11,1	12,9	12,9	26,0
1992	320	333	-	333	10,7	-	10,7	14,3	14,3	25,0
1993	322	216	-	216	10,6	-	10,6	11,3	11,3	21,9
1994	350	217	-	217	12,7	-	12,7	10,2	10,2	22,9
Moyenne	336	206	-	206	12,3	-	12,3	10,0	10,0	22,3

¹ Bassin du lac Clair (Duchesnay)
² du 1^{er} mai au 31 octobre
³ du 1^{er} janvier au 30 avril; du 1^{er} novembre au 31 décembre
⁴ Dépôt humide seulement

tion. En période estivale, puisque la contribution de l'écoulement de tronc est négligeable, l'apport de NO_3 au sol provient exclusivement des pluviollessivats. Or, au cours de cette période, la sapinière reçoit au sol 60 % de la quantité totale reçue par l'érablière, alors que ce rapport diminue à aussi peu que 2 % en ce qui concerne la quantité de NO_3 qui percole à travers l'horizon organique. Pour mieux comprendre ce phénomène, il faut également tenir compte des processus internes qui prennent place dans l'horizon organique. Ainsi, les faibles quantités observées dans la sapinière semblent indiquer un degré de minéralisation de l'azote beaucoup plus faible que dans l'érablière. Il serait également possible que l'absorption de l'azote par les arbres soit plus rapide, étant donné sa faible disponibilité dans cet écosystème. En ce sens, des études complémentaires devraient être menées afin d'éclaircir cet aspect.

5.1.4 Lessivage

Lors d'épisodes pluvieux, les dépôts secs accumulés sur le feuillage et les dépôts contenus dans la pluie incidente entrent en contact avec le feuillage et produisent un lessivage des cations basiques importants pour la nutrition des arbres, tels que K, Ca et Mg (tableau 4). Les travaux effectués sur le bassin du lac Clair, et présentés plus en détail dans Laflamme et al. (1990), ont démontré que le lessivage des cations basiques était significativement corrélé aux sulfates provenant des dépôts acides et négativement corrélé à la quantité de précipitation recueillie sous le couvert forestier. Ainsi, le K est l'élément nutritif le plus lessivé, suivi du Ca et du Mg. Leurs pertes annuelles par lessivage sont respectivement de 13,9, 3,0 et 0,7 kg/ha/an. En conjonction avec d'autres facteurs, tels que les facteurs biotiques (e.g. insectes, maladies, etc.) et abiotiques (e.g. écarts climatiques, sécheresse), et ce selon leur intensité et leur durée, un lessivage des éléments nutritifs essentiels à la croissance des arbres pourrait ajouter un stress additionnel et contribuer au déséquilibre nutritionnel de l'écosystème ou l'accentuer.

Les travaux effectués dans le bassin du lac Clair démontrent bien l'importance qu'ont les précipitations acides sur le cycle des éléments nutritifs

ainsi que sur la dynamique du soufre et de l'azote par les apports atmosphériques de NO_3 et de SO_4 dans les écosystèmes forestiers québécois. Il faut également prendre en considération que les effets des polluants atmosphériques sont souvent très subtils et graduels, et qu'il s'agit d'un phénomène d'additivité. En ce sens, des études récentes menées à l'aide d'un modèle de simulation (Arp, 1993) permettant d'évaluer les charges critiques de NO_3 et de SO_4 (seuils à partir desquels un rendement soutenu en biomasse n'est plus possible) dans des écosystèmes comparables aux États-Unis (Huntington Forest) et en Ontario (Turkey Lake) ont mis en évidence que les seuils critiques pour ces écosystèmes seraient bien inférieurs aux dépôts que l'on observe actuellement à Duchesnay et dans d'autres régions du Québec. Il est donc primordial pour le Québec de poursuivre des travaux de recherche dans ce domaine afin de mieux évaluer les impacts des précipitations acides et de parvenir à des solutions concrètes le plus rapidement possible.

5.2 Impacts indirects sur l'écosystème forestier par le sol

Dans un écosystème forestier naturel, le cycle des éléments entre le sol et la végétation maintient la composition chimique de la solution du sol dans un état d'équilibre avec les apports effectués par les différents processus pédologiques et les pertes par drainage. Les précipitations acides augmentent l'apport d'anions mobiles (SO_4^{2-} , NO_3^-) dans les écosystèmes forestiers. Si le sol ne peut complètement séquestrer ces anions mobiles, ces derniers viennent modifier cet équilibre de la solution du sol et entraînent avec eux, dans l'eau de drainage, des cations acides tel Al^{3+} et des cations basiques essentiels tels Ca^{2+} , Mg^{2+} et K^+ . Les études effectuées sur des bassins versants recevant des précipitations acides montrent une perte nette de cations par rapport à l'apport atmosphérique. La station de mesure du bassin versant du lac Clair indique que la migration des cations Al^{3+} et Ca^{2+} s'accompagne surtout de celle du SO_4^{2-} , ce qui témoigne de l'impact majeur de ces anions sur l'équilibre chimique de la solution du sol (tableau 4).

Le lessivage accéléré des cations dans le sol entraîne des changements de la disponibilité de certains éléments et cause des déséquilibres cationiques sur le complexe d'échange du sol. Ces déséquilibres cationiques causent à leur tour des problèmes d'assimilation des éléments nutritifs essentiels pour la végétation. Il a été démontré dans les érablières des Appalaches au Québec que les carences foliaires sont associées à un déséquilibre entre le Ca^{2+} , le K^+ et le Mg^{2+} , et entre le Ca^{2+} et l'acidité échangeable du sol (Ouimet et Camiré, 1995). La sévérité des carences des érablières de cette région est d'autant plus importante que les ratios des cations échangeables Ca/Mg, K/Mg et Ca/Al diminuent dans le sol minéral. De même, l'augmentation des apports de nitrates peut causer un déséquilibre nutritionnel dans les érablières, ce dernier créant une demande additionnelle en cations minéraux du sol. Des érablières dépérissantes du sud du Québec sont souvent caractérisées par un ratio N/K élevé dans les feuilles.

5.3 Dépérissement des érablières

Les précipitations acides influencent la chimie des sols forestiers et il existe un consensus scientifique croissant en Amérique du Nord et en Europe selon lequel les déséquilibres engendrés dans les sols sont grandement responsables des carences nutritives et de la détérioration de l'état de santé des forêts. Les relevés aériens du dépérissement, entre 1985 et 1987, indiquent que 50 % des 2,12 millions d'hectares d'érablières inventoriés montrent des signes de dommages associés au dépérissement (figures 17a et b). De par son étendue et sa non-spécificité (toutes les espèces arborescentes de l'érablière peuvent être atteintes), le dépérissement est surtout causé par des facteurs de stress présents à grande échelle sur le territoire.

Parmi les symptômes caractéristiques du dépérissement, notons la présence de stress nutritifs (Bernier et Brazeau, 1988a, 1988b et 1988c) et la diminution de croissance des arbres (Ouimet et Fortin, 1992) (figure 18). Les relations entre les déséquilibres cationiques du sol et les carences foliaires ainsi que les expériences de fertilisation suggèrent très fortement que les modifications des propriétés chimiques des sols causées par les

précipitations acides sont largement responsables du dépérissement des forêts au Québec.

5.4 Lutte contre le dépérissement

Différentes approches expérimentales ont été testées afin d'enrayer les dommages causés par le dépérissement des érablières au Québec. La fertilisation et la sylviculture des peuplements forestiers sont les principales mesures actuellement utilisées pour améliorer la nutrition des arbres et augmenter leur résistance aux stress environnementaux.

L'apport des éléments diagnostiqués limitatifs pour le métabolisme et la croissance des érables, sous forme de fertilisants, est un traitement généralement efficace pour corriger les carences minérales observées dans les forêts dépérissantes et redonner une certaine vigueur aux arbres (Hüttl, 1989; Nys, 1989; Ouimet et Fortin, 1992). Par exemple, dans une expérience (Ouimet et Fortin, 1992), la fertilisation a pu diminuer le ratio foliaire N/K et augmenter la croissance radiale annuelle de 50 %.

Le programme de fertilisation opérationnel qui a eu lieu entre 1989 et 1992 afin de combattre le dépérissement des érablières a permis à près de 2 000 producteurs forestiers québécois de traiter leurs érablières dépérissantes. Le suivi de cette vaste opération indique que les traitements de fertilisation ont réussi à réduire la proportion d'arbres montrant des symptômes de dépérissement actif (Ouimet, 1991). Les résultats disponibles montrent que les effets bénéfiques de la fertilisation se poursuivent encore quatre ans après le traitement.

Des études suggèrent que la productivité et la stabilité de l'écosystème forestier peuvent être augmentées par la présence de diverses essences occupant différentes niches écologiques particulières et conférant au sol une fertilité accrue. Cependant, ce domaine encore peu exploré nécessite la poursuite des efforts de recherche pour en arriver à des solutions applicables.

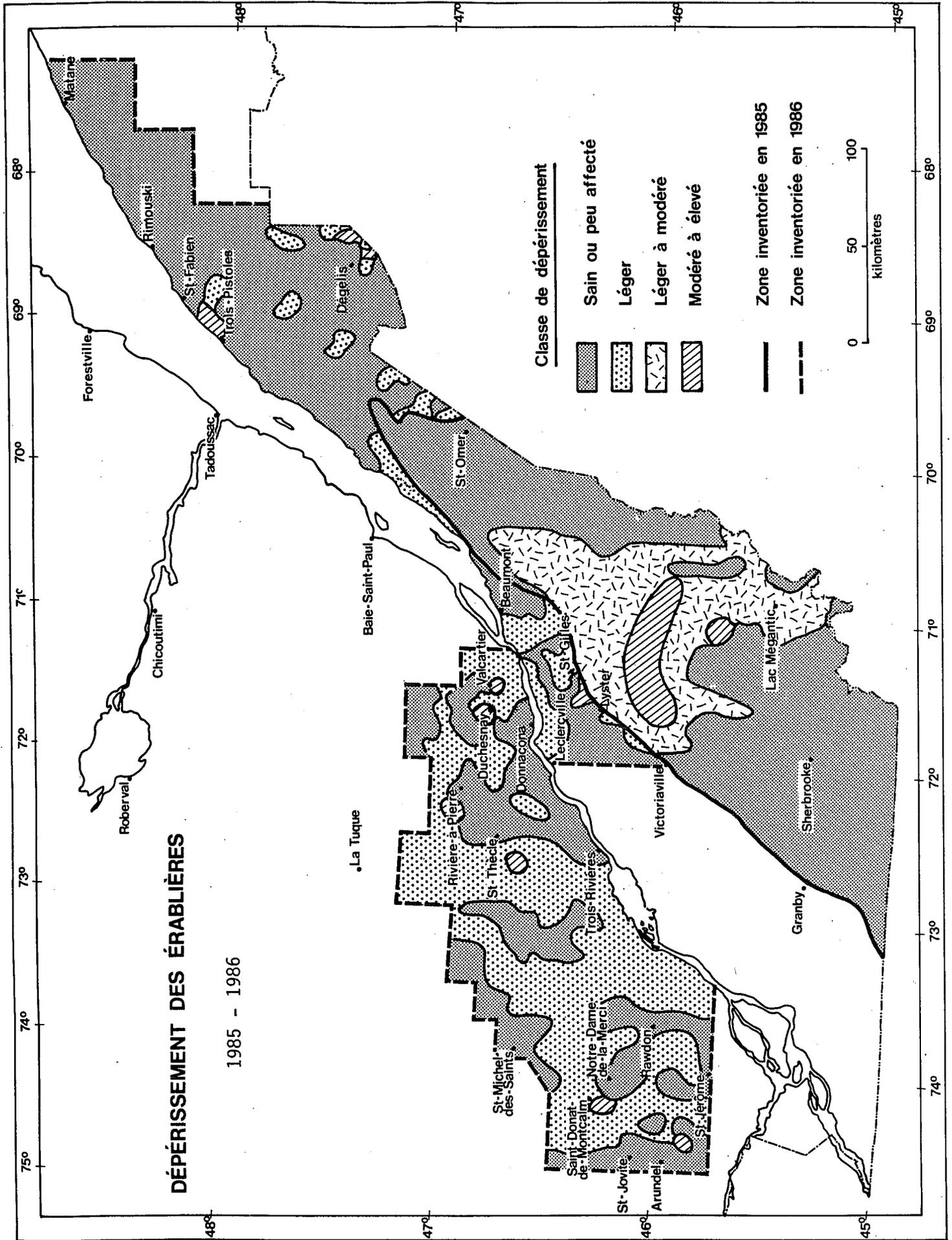


Figure 17 . Étendue du dépérissement des érablières au Québec a) sud-est du Québec inventorié en 1985 et 1986

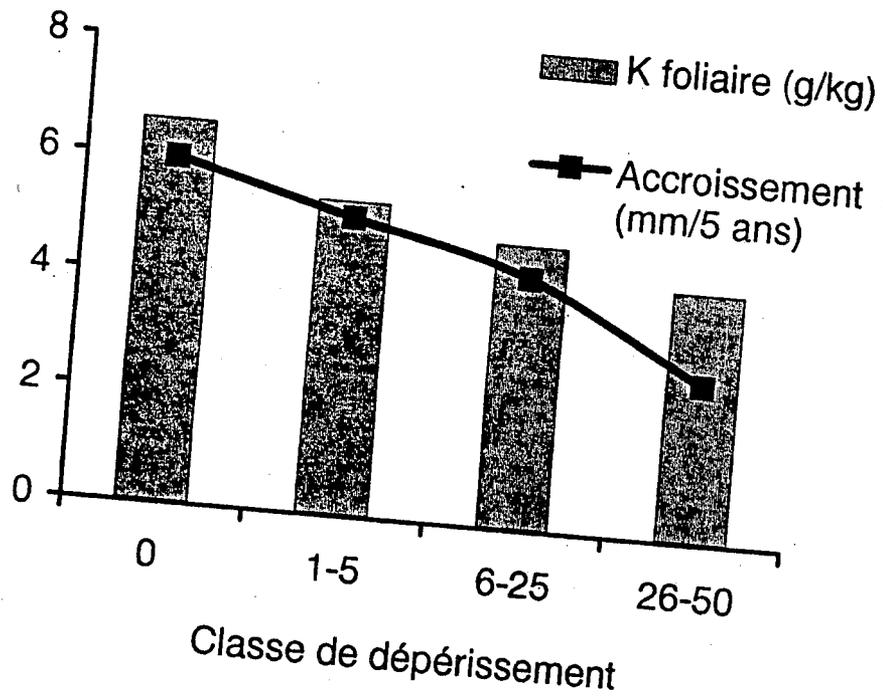


Figure 18. Relation entre le taux de dépérissement, le statut nutritif foliaire en potassium et la croissance radiale des cinq dernières années de l'érable à sucre dans le sud-est du Québec

6. LES AUTRES IMPACTS

6.1 Impacts sur la santé

Les effets des précipitations acides sur la santé peuvent être directs ou indirects. Les effets directs, surtout au niveau respiratoire, sont provoqués par les polluants de l'air responsables de l'acidité des précipitations, ainsi que leurs précurseurs (NO_2 , SO_2). Les précipitations acides peuvent par ailleurs agir indirectement sur la santé après dépôt au sol et altération du milieu biophysique. On donne généralement comme exemple la mobilisation des métaux entraînés par l'acidification des eaux de surface et la contamination possible de l'eau potable et du poisson. L'EPA ne considère toutefois pas que ces effets indirects soient actuellement d'une grande conséquence pour la santé (NAPAP, 1990). L'agence américaine voit plutôt dans les effets directs le véritable potentiel d'effet sur la santé publique (NAPAP, 1993).

Les effets directs des précipitations acides sur la santé sont difficilement dissociables de ceux de l'ensemble des polluants de l'air. Plusieurs études ont montré en effet que les polluants de l'air, conventionnels et toxiques, agissent de concert, de manière synergique, pour provoquer des effets sur la santé.

Pour les fins de l'étude des effets sur la santé des précipitations acides, on doit se limiter aux polluants provenant des sources importantes de combustion, soit le SO_2 , les oxydes d'azote et les particules en suspension auxquels s'ajoutent leurs produits de transformation dans l'atmosphère (acide sulfurique et différents sels d'ammonium). L'ozone et le smog photochimique, bien qu'ayant des interactions importantes avec les oxydes d'azote, ne sont pas considérés comme faisant partie de la problématique particulière des précipitations acides.

Le SO_2 , les oxydes d'azote et les hydrocarbures issus de la combustion réagissent et forment des aérosols acides (diamètre $< 1 \mu\text{m}$) dont les constituants sont entre autres l'acide sulfurique (H_2SO_4) et le bisulfate d'ammonium (NH_4HSO_4). Quelques-unes de ces formes chimiques sont partiellement ou complètement neutralisées et participent peu à l'acidité totale des aérosols.

La présence des aérosols acides sous forme de particules fines est déterminante puisqu'elle rend accessible aux acides les régions profondes du système respiratoire.

L'évaluation des effets des précipitations acides se fait principalement selon trois façons: les études cliniques sur des volontaires, les études expérimentales sur des animaux de laboratoire et les études épidémiologiques humaines (NAPAP, 1993).

Des études cliniques, pour lesquelles des volontaires ont été exposés à des concentrations d'aérosols acides similaires à celles de l'air ambiant, ont montré la possibilité d'effets aigus et chroniques. Les sujets asthmatiques montrent une réponse aiguë (bronchoconstriction) aux aérosols acides. Les aérosols acides affaiblissent aussi la réponse immunitaire des voies respiratoires et augmentent la vulnérabilité aux infections. Les aérosols acides agissent principalement sur les voies respiratoires en diminuant l'action des mécanismes de clearance mucociliaire (Folinsbee, 1992).

Des études sur des animaux de laboratoire ont montré qu'une exposition chronique à des concentrations faibles d'aérosols acides peut provoquer des dommages permanents aux voies respiratoires. Par exemple, des lapins exposés chaque jour à des concentrations faibles d'aérosols acides ont montré des changements similaires à ceux de la bronchite chronique tandis qu'une exposition unique aux mêmes doses ne produit normalement que des altérations brèves et réversibles de la clearance (American Thoracic Society, 1991).

Il a été démontré, pour plusieurs types d'effet, comme la fonction pulmonaire et la clearance mucociliaire au niveau trachéo-bronchite et pulmonaire, que le potentiel toxique des aérosols acides était relié plus à l'acidité elle-même (pH) qu'à la teneur en sulfates: le H_2SO_4 étant le plus toxique, suivi du bisulfate d'ammonium (NH_4HSO_4) et du sulfate d'ammonium ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) (Schlesinger et al., 1990).

Les études épidémiologiques réalisées sur les épisodes aigus de pollution survenus dans les années 1950 et 1960 ont montré des associations significatives entre les concentrations de particules et les taux de mortalité; lors de ces épisodes, les particules étaient constituées en partie d'acide sulfurique que l'on croit être la substance ayant provoqué les effets (Folinsbee, 1992). Dans le sud de l'Ontario, Bates et Sitzo (1989) ont montré une association positive entre les taux d'admission dans les hôpitaux et les concentrations ambiantes de sulfates. Les concentrations d'aérosols acides dans l'air ambiant ont également été reliées à des symptômes de bronchite chronique chez des enfants (Raizenne et al., 1989). Au Québec, une étude (Delfino et al., 1994) a été réalisée pour la région de Montréal avec des données couvrant les années 1984 à 1988. Ainsi, en juillet et en août, les admissions à l'hôpital pour des maladies respiratoires autres que l'asthme étaient 9,6 % plus élevées que les autres jours lorsque les concentrations de sulfates étaient supérieures à $8,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pendant les 4 jours précédents l'admission.

Les données actuelles sur les concentrations ambiantes d'aérosols acides ne permettent pas encore de caractériser adéquatement l'exposition (NAPAP, 1993).

Dans le réseau d'échantillonnage des contaminants de l'air du Québec, on effectue des mesures de sulfates dans l'air ambiant dans 41 stations. Cependant, étant donné que les effets des aérosols acides proviennent davantage de l'acidité que de la concentration en sulfates, il apparaît nécessaire d'ajouter la mesure des ions H^+ à celle des sulfates. Il sera alors possible d'examiner les variations temporelles et spatiales des concentrations d'aérosols acides au Québec et d'étudier leurs relations avec les concentrations de sulfates. Notons que présentement, il ne semble pas possible d'extrapoler la valeur du pH des aérosols en fonction des concentrations en sulfates, les relations entre les deux paramètres étant trop variables (Lipfert et Wyzga, 1993).

Jusqu'ici, l'EPA considère que les données sur les effets des aérosols acides ne permettent pas d'établir de relations dose-effets avec lesquelles on pourrait quantifier adéquatement le risque posé par les aérosols acides (NAPAP, 1993).

6.2 Impacts sur les matériaux

Les précipitations acides et les polluants atmosphériques en général peuvent être responsables de divers types de dommages aux matériaux. Ces dommages ne touchent pas uniquement les matériaux calcaires utilisés en construction, mais aussi les autres types de matériaux comme les métaux, les peintures et les plastiques (Accord Canada-États-Unis, 1992). L'élément le plus préoccupant de ces impacts concerne la dégradation des bâtiments historiques et des monuments. Cette problématique est très actuelle en Europe où a été mis sur pied le programme EURO CARE. Ce programme coordonne l'élaboration et l'application de méthodes de protection des environnements culturels. L'intérêt est également très grand aux États-Unis où plusieurs études sont menées sur la dégradation des monuments historiques. Au Canada, les principales études menées à ce jour ont été faites à Montréal, à l'École Polytechnique. Aucune étude ni suivi gouvernemental à l'échelon provincial ou fédéral n'a été ou n'est actuellement effectuée au Québec.

a) les métaux

Le taux de corrosion des métaux a diminué depuis plusieurs décennies, en même temps que la concentration de SO_2 dans l'air ambiant diminuait.

L'importance relative des divers polluants dans le processus de corrosion a été mieux évaluée durant les dernières années; ainsi, on a déterminé (NAPAP, 1992) que les dépôts acides (secs et humides) sont responsables de 31 % à 78 % de la dissolution de l'acier galvanisé et du cuivre. On a aussi démontré que le taux de corrosion augmente avec l'exposition; par exemple, pour l'acier galvanisé le taux passe de $0,6 \mu\text{m}/\text{an}$ en milieu non pollué à $1,5 \mu\text{m}/\text{an}$ en milieu urbain.

Spence et McHenry (1994) ont calculé le taux de corrosion de plaquettes d'acier galvanisé à l'aide d'un modèle de dépôt acide couplé à un modèle de corrosion; les émissions de SO_2 sont celles de 1985 sur l'est de l'Amérique du Nord. On constate que la région de Montréal possède un taux élevé, soit $1,48 \mu\text{m}/\text{an}$, et tout le sud du Québec a un taux supérieur à $0,75 \mu\text{m}/\text{an}$. La valeur maximale sur le domaine de modélisation est de

2,0 $\mu\text{m}/\text{an}$ au sud des Grands Lacs. L'étude montre qu'une réduction généralisée de 50 % de toutes les émissions considérées (américaines et canadiennes) aurait un effet bénéfique au Québec. En effet, le taux de corrosion connaît une réduction de 30 % dans la région de Montréal et d'au moins 20 % sur tout le sud du Québec (au sud de Québec et de l'Abitibi). Dans ce modèle, la contribution anthropique à la corrosion est d'environ des deux tiers sur le sud du Québec.

Le rôle des oxydes d'azote dans la corrosion des métaux n'a pas été établi clairement. De même, des études sur différentes formes et structures démontrent que l'application d'une fonction concentration-effet doit tenir compte de la variation significative des taux de corrosion sur les différents matériaux et structures.

b) les revêtements

L'exposition de la peinture à des concentrations nettement plus élevées que dans l'air ambiant et à des précipitations de pH beaucoup plus faible produit une dégradation du revêtement. Les composés du soufre et les particules déposées par l'atmosphère peuvent endommager la peinture automobile. Cependant, on a déterminé que les peintures appliquées aux matériaux en usine étaient très résistantes aux dépôts acides.

c) la pierre et la maçonnerie

Les dépôts acides contribuent à la détérioration de la pierre de trois manières: dissolution et perte de matériel ou de détail de surface (érosion), noircissement de la surface et fendillement.

Le processus de dissolution et d'érosion est celui qui est le plus facilement quantifiable. On a ainsi montré, en Allemagne, que le taux d'érosion pour le grès variait de 11 à 52 $\mu\text{m}/\text{m}$ de pluie en milieux industriel et urbain pollués. Aux États-Unis (NAPAP, 1992), le taux d'érosion pour le marbre serait de 10 à 100 fois inférieur à cette valeur. On a déterminé qu'en certains endroits, le dépôt acide d'origine anthropique contribue pour environ 30 % de la dissolution moyenne, dont les 2/3 seraient attribuables aux composés soufrés et le reste, aux composés azotés. La

quantité totale des précipitations, l'acidité des précipitations, la durée de l'exposition, la géométrie de la surface, les autres composés organiques présents, etc. sont autant de facteurs à considérer pour établir une fonction concentration-effet. Le noircissement des surfaces est fonction de la concentration de SO_2 dans l'air ambiant; des études sont en cours aux États-Unis et en Europe pour mieux comprendre comment s'effectue le dépôt sec sur la pierre.

d) l'estimation des dommages

Un des aspects les moins connus est celui de l'évaluation des dommages physiques causés par les dépôts acides et la durée de vie des matériaux. Des efforts additionnels de recherche sont nécessaires afin de mieux connaître les liens entre le dépôt des contaminants et les cycles d'entretien des matériaux. Pour le moment, il n'est pas possible d'estimer les dommages associés aux dépôts acides.

6.3 Impacts sur l'agriculture

Les informations présentées ici sont tirées de Bélanger (1984). Cette étude avait pour but de recommander des actions à entreprendre relativement aux questions soulevées par le phénomène des précipitations acides et de la pollution par l'ozone dans le domaine de l'agriculture au Québec. L'étude portait sur l'acidification du sol, les effets des précipitations acides sur les cultures et les effets phytotoxiques des polluants gazeux.

Comme on l'a mentionné précédemment, les risques que présentent les dépôts acides pour les sols relèvent principalement du danger de leur acidification. Celle-ci peut se traduire par une baisse de la fertilité; elle peut aussi occasionner une diminution de la disponibilité de la plupart des éléments nutritifs, provoquer une augmentation de la présence d'éléments toxiques pour la végétation et entraîner un ralentissement de l'activité biologique. Cependant, plusieurs autres sources peuvent aussi contribuer à l'acidification des sols, dont la fertilisation (éléments azotés), la respiration des organismes vivants du sol, l'absorption des cations basiques par les racines des plantes, etc. Ainsi, l'auteur rapporte que l'acidification

résultant de l'utilisation de fertilisants azotés est supérieure d'environ 2 à 10 fois l'acidification occasionnée par les dépôts acides. Les données actuelles indiqueraient que l'ensemble des sources d'acidité des sols cultivés, y compris les fertilisants azotés, occasionne une acidité environ 10 fois plus importante que les dépôts acides.

L'acidification du sol et les effets indésirables qui y sont associés sont généralement corrigés par les pratiques culturales, en particulier par le chaulage. Les dépôts acides auront donc peu d'effet sur les sols normalement chaulés. La quantité de chaux nécessaire pour neutraliser les dépôts acides a peu d'importance par rapport à la quantité normalement appliquée sur les sols cultivés.

L'azote et le soufre sont des éléments importants pour la croissance des cultures. Bélanger (1984) souligne que l'azote d'origine atmosphérique (par les dépôts) présente un apport négligeable à la croissance des cultures. Par ailleurs, la quantité de soufre apportée par les précipitations correspond approximativement aux prélèvements des cultures; la valeur fertilisante des dépôts acides dans l'est du Canada serait supérieure de plus de 10 fois à la valeur de la chaux nécessaire pour les neutraliser.

Les effets directs de l'acidité des précipitations sur le rendement des cultures sont encore peu connus comparativement aux effets phyto-toxiques des contaminants gazeux tels le dioxyde de soufre et l'ozone.

7. CONCLUSION

Depuis un peu plus d'une décennie, les émissions de dioxyde de soufre ont connu au Québec une diminution considérable, passant d'un peu plus de 1 Mt en 1980 à moins de 400 000 tonnes actuellement. En comparaison, les baisses effectives de SO₂ en 1990 n'ont été, par rapport à 1980, que de 17,6 % dans les autres provinces canadiennes et de 23 % dans les provinces à l'est de la Saskatchewan, excluant le Québec. On notera qu'en Ontario, province qui contribue aux dépôts acides sur le Québec, le total des émissions de SO₂ est passé de 1,8 Mt en 1980 à 900 000 tonnes en 1992 et à 574 000 tonnes en 1994, ce qui représente une réduction de 68 % par rapport à 1980.

Le Québec demeure exposé à des dépôts acides importants. En effet, les dépôts humides actuels de sulfates varient, dans le Québec méridional, de 11 à 31 kg/ha/an tandis que ceux des nitrates sont de 7 à 25 kg/ha/an. De 1990 à 1993, environ 100 700 km² de territoire recevait un dépôt annuel de sulfates supérieur à 20 kg/ha/an. Le pH annuel moyen des précipitations est de l'ordre de 4,35 et environ 68 % des précipitations hebdomadaires ont un pH inférieur à 4,6.

Une baisse importante des concentrations de sulfates dans les précipitations a été observée dans le Québec méridional entre les années 1985 et 1993. Les concentrations de sulfates ont enregistré, lors de cette période, une baisse variant, selon les régions, de 0,5 à 4,0 %/année. Au cours de la même période, les concentrations de sulfates ont diminué d'environ 20 % en Abitibi en raison, notamment, de la politique québécoise de réduction des émissions de SO₂ et des efforts de Minéraux Noranda. Enfin, la fréquence des précipitations présentant une menace pour les écosystèmes aquatiques (pH < 4,6) n'a pas varié depuis le début des années 1980 pour l'ensemble du Québec. En d'autres termes, les précipitations hebdomadaires présentant une menace pour les écosystèmes aquatiques ont été aussi fréquentes au début des années 1990 qu'au cours de la dernière décennie.

En 2003, on s'attend à ce qu'une grande partie du sud du Québec (au sud du lac Saint-Jean et de l'Abitibi) reçoive encore des dépôts de sulfates supérieurs à 12 à 15 kg/ha/an.

Les eaux de surface du Québec méridional, et en particulier celles du Bouclier canadien, sont très vulnérables à l'acidification. Au Québec, près d'un lac sur cinq est actuellement acide (pH ≤ 5,5) et plus de la moitié de tous les lacs ont un pH inférieur à 6 (lacs acides et de transition). Une large proportion de ces lacs du sud-ouest québécois a été acidifiée par les dépôts acides depuis le début du siècle. Cette acidification récente est également responsable d'effets directs et indirects sur les organismes aquatiques comme en attestent, entre autres, la baisse de diversité spécifique, les mortalités de poissons, etc. Par contre, les réductions des émissions de SO₂ devraient permettre la récupération physico-chimique d'une grande partie des lacs actuellement acides. La réversibilité biologique ne serait toutefois que partielle, le stock génétique des espèces disparues ne pouvant être recréé. La réversibilité de l'acidification dans la majorité des lacs actuellement acidifiés ne sera atteinte que lorsque les dépôts humides annuels de sulfates s'abaisseront en deçà de 12 à 15 kg/ha/an. Par ailleurs, les nitrates pourraient être appelés à jouer dans le futur un rôle déterminant sur le plan de l'acidification des eaux de surface; on s'attend en effet à ce qu'une grande proportion de lacs du nord-est américain atteignent le seuil de saturation en nitrates d'ici 25 à 75 ans. Si une telle situation devait survenir, la proportion de lacs acides pourrait s'accroître.

En milieu forestier, les travaux effectués dans le bassin du lac Clair (Duchesnay) démontrent bien l'importance qu'ont les précipitations acides sur le cycle des éléments nutritifs et sur la dynamique du soufre et de l'azote dans les écosystèmes forestiers québécois. Les effets des polluants atmosphériques sont souvent très subtils, graduels et cumulatifs. Des études récentes ont montré que les seuils critiques pour des écosystèmes comparables à ceux de Duchesnay seraient bien inférieurs aux dépôts que l'on observe actuellement à Duchesnay et dans d'autres régions du Québec. Les relations entre les déséquilibres cationiques du sol et les carences foliaires ainsi que les expériences de fertilisation suggèrent très fortement que les modifications des propriétés chimiques des sols causées par les précipitations acides sont largement responsables

des stress nutritionnels observés dans les forêts du Québec. Par ailleurs, l'impact des dépôts acides sur les sols cultivés au Québec serait négligeable.

En ce qui concerne la santé, des études effectuées dans le sud de l'Ontario ont montré une association positive entre les taux d'admission dans les hôpitaux et les concentrations ambiantes de sulfates. Les concentrations d'aérosols acides dans l'air ambiant ont également été reliées à des symptômes de bronchite chronique chez des enfants. Les données actuelles sur les concentrations ambiantes d'aérosols acides ne permettent cependant pas de caractériser adéquatement l'exposition; les données actuelles ne permettent pas non plus d'établir une relation dose-effet nécessaire afin de quantifier adéquatement le risque posé par les aérosols acides.

Finalement, au Québec, peu de choses sont connues relativement aux dommages causés aux biens matériels par les précipitations acides.

Il est primordial pour le Québec de poursuivre sa lutte contre les précipitations acides. Les travaux doivent permettre d'effectuer un suivi adéquat de la situation (surtout eu égard aux réductions anticipées dans les États voisins et à l'Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air), de mieux évaluer les impacts des précipitations acides et d'estimer si les réductions prévues seront suffisantes pour permettre la réversibilité de l'acidification des eaux de surface afin de parvenir à des solutions concrètes le plus rapidement possible.

8. RÉFÉRENCES

ACCORD CANADA-ÉTATS-UNIS, 1992: Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air, Premier rapport d'étape, 1992, 79 p.

ACCORD CANADA-ÉTATS-UNIS, 1994: Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air. Rapport d'étape, 1994, 64 p.

AMERICAN THORACIC SOCIETY, 1991: Health effects of atmospheric acids and their precursors. *American Review of Respiratory Disease*, 144, 464-467.

ARP, P.A., 1993: Towards critical loads for nitrogen and sulfur for forested ecosystems. Document de travail non publié, 13 p.

BATES, D.V., R. SITZO, 1989: The Ontario air pollution study: identification of the causative agent. *Environmental Health Perspective*, 79, 69-72.

BELANGER, P., 1984: Les effets des dépôts acides et d'autres polluants de l'air sur l'agriculture et sur les érablières. *MAPAQ*, 82 p.

BERNIER, B., M. BRAZEAU, 1988a: Foliar nutrient status in relation to sugar maple dieback and decline in the Quebec Appalachians. *Can. J. For. Res.*, 18, 754-761.

BERNIER, B., M. BRAZEAU, 1988b: Nutrient deficiency symptoms associated with sugar maple dieback and decline in the Quebec Appalachians. *Can. J. For. Res.*, 18, 762-767.

BERNIER, B., M. BRAZEAU, 1988c: Magnesium deficiency symptoms associated with sugar maple dieback in a Lower Laurentians site in southeastern Quebec. *Can. J. For. Res.*, 18, 1265-1269.

BOBÉE, B., Y. GRIMARD, M. LACHANCE et A. TESSIER, 1982: Nature et étendue de l'acidification des lacs du Québec, Ministère de l'Environnement du Québec, rapport No PA-1, 210 p.

BOUCHARD, A., 1992: Réponse de la qualité de l'eau des lacs du réseau TADPA-Québec aux précipitations acides de 1985 à 1991, Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Conservation et Protection, Région du Québec, 78 p. + annexes.

CCME, 1990: Plan de gestion pour les oxydes d'azote (NO_x) et les composés organiques volatils (COV), phase I. CCME-EPC/TRE-31F.

DELFINO, R.J., M. R. BECKLAKE et J.A. ANLEY, 1994: The relationship of urgent hospital admissions for respiratory illnesses to photochemical air pollution levels in Montreal. *Environmental research*, 67, 4-19.

DILLON, P.J., R.A. REID et R. GIRARD, 1986: Changes in the chemistry of lakes near Sudbury, Ontario, following reductions of SO₂ emissions. *Water, Air and Soil Pollution*, 31, 59-65.

DUPONT, J., 1992: Effets des réductions des émissions de SO₂ sur la qualité de l'eau des lacs de la région de Rouyn-Noranda. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, rapport QEN/PA-43/1, 74 p.

- DUPONT, J., 1993: Bilan de l'acidité des lacs du Québec méridional. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, rapport QEN/PA-47/1, 129 p.
- DUPONT, J., Y. GRIMARD, 1987: SIGMA/SLAM: modèle de gestion des milieux acides. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité du milieu aquatique, rapport QEN/PA-27/1, 76 p.
- EPA, 1995: Acid deposition feasibility study: a report to Congress. Draft for public comment, US EPA, EPA 430-R-95-001, 105 p.
- FOLINSBEE, L.S., 1992: Human health effects of air pollution. Environmental Health Perspectives, 100, 45-56.
- HOUDE, L., M. LEMIEUX et J. DUPONT, 1989: Le chaulage au Québec: problématique et suivi de ses effets sur huit lacs de la région de la Mauricie. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche et Ministère de l'Environnement du Québec, rapport conjoint No PA-32, 137p.
- HULTBERG, H., 1988: Critical loads for sulphur to lakes and streams. Dans: Nilsson, J. et P. Grennfelt (ed.): Critical loads for sulphur and nitrogen, p. 185-200, report from a workshop held at Skokloster, Sweden, March 19-24, 1988, Miljörappport 1988:15, 418 p.
- HUTTLE, R.F., 1989: Liming and fertilization as mitigating tools in declining forest ecosystems. Water, Air and Soil Pollution, 44, 93-118.
- JEFFRIES, D.S., 1995: Freshwater acidification in Canada caused by atmospheric deposition of nitrogen pollutants: a preliminary assessment of existing information. Nitrogen Assessment Team, Rivers Research Branch, National Water Research Institute, Burlington, Ontario, 66 p.
- LAFLAMME, D., G. GOSSELIN et J.G. LAFLAMME, 1990: Effets des polluants atmosphériques sur le lessivage des cations basiques dans une érablière à bouleau jaune et une sapinière à épinette rouge sur le bassin du Lac Clair. Dans C. Camiré, W. Hendershot et D. Lachance (ed.): Le dépérissement des érablières, causes et solutions possibles, C.R.F.B., Fac. For. Géom., Université Laval, 127-137.
- LELIEVRE, C.M. LACHANCE et J.P. FORTIN, 1985: Modèle québécois de transport à grande distance des polluants atmosphériques. Environnement Québec, PA-16, 213 p.
- LIPFERT, F.W., R.E. WYZGA 1993: On the spatial and temporal variability of aerosol acidity and sulfate concentration. Air and Waste, 43, 489-491.
- MacISAAC, H.J., W. KELLER, W. HUTCHINSON et N.D. YAN, 1986: Natural changes in the planktonic rotifera of a small acid lake near Sudbury, Ontario following water quality improvements. Water, Air and Soil Pollution, 31, 791-798.
- NAPAP, NATIONAL ACID PRECIPITATION ASSESSMENT PROGRAM, 1990: Indirect health effects associated with acidic deposition. State-of-Science/Technology Report 23.
- NAPAP, NATIONAL ACID PRECIPITATION ASSESSMENT PROGRAM, 1993: 1992 Report to Congress, 130 p..
- NYS, C., 1989: Fertilisation, dépérissement et production de l'épicéa commun (Picea Abies) dans les Ardennes. Rev. For. Fr., 41, 336-347.

OUIMET, R., 1991: La fertilisation des forêts dépérissantes: résultats encourageants dans la Beauce et l'Estrie. *Agrisol*, 4, 1, 62-68.

OUIMET, R., J.M. FORTIN, 1992: Growth and foliar nutrient status of sugar maples: incidence of forest decline and reaction to fertilization. *Can. J. For. Res.*, 225, 5, 699-706.

OUIMET, R., C. CAMIRE, 1995: Foliar deficiencies of sugar maples stands associated with soil cation imbalances in the Quebec Appalachians. *Can. J. Soil Sci.* (sous presse).

PINARD, P., 1989: Deux indicateurs de performance environnementale concernant l'acidité des précipitations. Ministère de l'environnement du Québec, Direction des réseaux atmosphériques, M-89-3, 9 p.

PINARD, P., G. BOULET, 1995: Méthodologie d'analyse de tendance des paramètres physico-chimiques. Ministère de l'environnement et de la faune du Québec, Direction du milieu atmosphérique, MP-95-01, 37 p.

RAIZENNE, M.E., R.T. BURNETT, B. STERN, C.A. FRANKLIN et J.D. SPENGLER, 1989: Acute lung function responses to ambient acid aerosols exposures in children. *Environmental Health Perspective*, 79, 179-185.

RMCC, 1990: Rapport canadien d'évaluation de 1990 sur le transport à distance des polluants atmosphériques et sur les dépôts acides. Partie 3: Sciences de l'atmosphère, 395 p. Partie 4: Effets sur les milieux aquatiques, 183p.

SCHLESINGER, R.B., L.C. CHEN, I. FINKELSTEIN et J.T. ZELIKOFF, 1990: Comparative potency of inhaled acidic sulfates: speciation and the role of the hydrogen ion. *Environmental Research*, 52, 210-224.

SHILTS, W.W., K.D. CARD, W.H. POOLE et B.V. SANDFORD, 1981: Sensibilité de la roche en place aux précipitations acides et modifications dues aux phénomènes glaciaires. Commission géologique du Canada, étude 81-14, 7 p., +3 cartes.

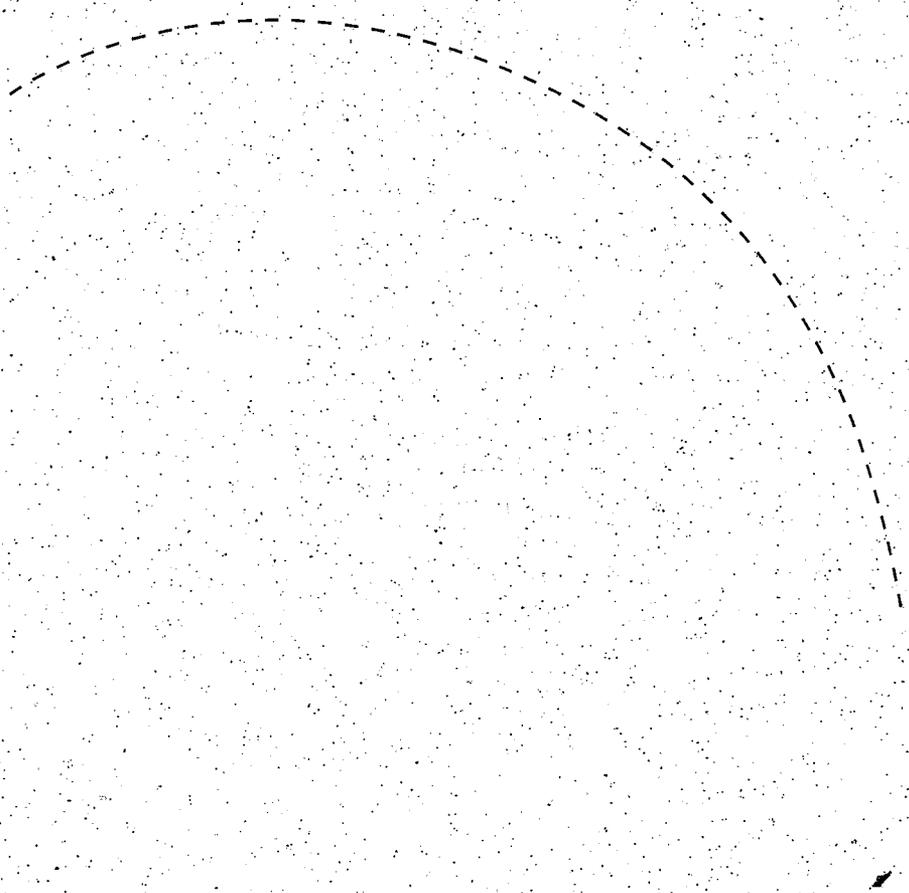
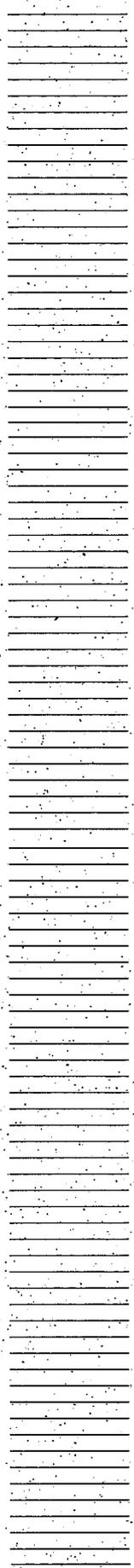
SPENCE, J.W., J.N. MCHENRY, 1994: Development of regional corrosion maps for galvanized steel by linking the RADM engineering model with an atmospheric corrosion model. *Atmospheric Environment*, 28, 3033-3046.

TREMBLAY, S., Y. RICHARD, 1993: Effects of acidity on fish communities in southwestern Québec (Canada). *Water, Air and Soil Pollution*, 66, 315-331.

WRIGHT, R.F., 1991: RAIN Project: report for the years 1988, 1989 and 1990. Norwegian Institute for Water Research. Report 24/1991.

WRIGHT, R.F., M. HAUHS, 1991: Reversibility of acidification: soils and surface waters. Dans :Acidic deposition: its nature and impacts, F.T. Last et R. Watling (ed), The Royal Society of Edinburgh, 169-192.

WRIGHT, R.F., E. LOTSE et A. SEMB, 1988: Reversibility of acidification shown by whole-catchment experiments. *Nature*, 334, 670-675.



96-3281-03



Gouvernement du Québec
**Ministère de l'Environnement
et de la Faune**



Ce papier contient 100 % de fibres
recyclées après consommation.