

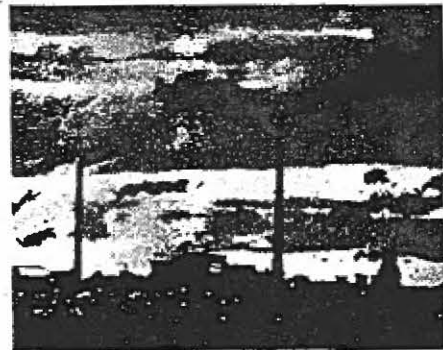
P

récipitations acides



ENVIRONNEMENT
ET FAUNE
QUÉBEC

Effets des réductions
d'émissions de SO₂
sur la qualité
de l'eau des lacs
de l'ouest québécois



Québec



PROJET NORANDA PHASE III

EFFETS DES RÉDUCTIONS D'ÉMISSIONS DE SO₂
SUR LA QUALITÉ DE L'EAU DES LACS DE
L'OUEST QUÉBÉCOIS

Rapport PA-53/1

par

Jacques Dupont, M. Sc.
Analyste du milieu aquatique

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec
Direction de la qualité des cours d'eau

Septembre 1997

Dépôt légal – 3^e trimestre 1997
Bibliothèque nationale du Québec
Bibliothèque nationale du Canada
ISBN 2-550-32638-5

Envirodoq EN980066

PA-53/1

RÉDACTION ET TRAITEMENT DES DONNÉES

Jacques Dupont, M. Sc.

RÉVISION ET COLLABORATION

Lévis Talbot, M. Sc.¹
Denis Laflamme, M. Sc.¹
Marius Lachance, Ph. D.²

PERSONNEL TECHNIQUE

Denis Robichaud (1991-1996)¹
Jacques Lebeau¹

FIGURES ET CARTES

Jacques Dupont, M.Sc.¹

RÉVISION LINGUISTIQUE

Micheline Lampron³

ANALYSES EN LABORATOIRE

Personnel de la Direction des laboratoires du ministère de l'Environnement
et de la Faune à Sainte-Foy

- 1 Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, 675, boul. René-Lévesque Est, 7^e étage, Québec, Canada, G1R 5V7.
- 2 INRS-Eau, C.P. 7500, 2800 rue Einstein, Sainte-Foy, G1V 4C7.
- 3 Pigiste.

RÉSUMÉ

La compagnie Mines Noranda ltée a entrepris depuis quelques années un programme de réduction de ses émissions de SO₂. Consécutivement à cette action, une amélioration de la qualité des précipitations a été observée à plusieurs sites d'échantillonnage du Nord-Ouest québécois. Le ré-échantillonnage physico-chimique, en 1996, des lacs visités en 1982 et en 1991 dans cette même région a permis de constater une amélioration significative de la qualité des eaux de surface des lacs du secteur.

La baisse des émissions de SO₂ a contribué à réduire nettement les concentrations de sulfates en lac à proximité immédiate de Rouyn-Noranda. Des améliorations ont aussi été observées pour le pH, l'alcalinité totale, l'aluminium filtré de calcium et magnésium, ainsi que pour les valeurs de conductivité. La hausse du pH et des concentrations d'alcalinité totale est très faible dans les lacs acides aux eaux fortement colorées. Par contre, la hausse est très nette dans les lacs acides aux eaux claires. La réversibilité de l'acidification semble donc en voie de se réaliser, mais ce processus demeurera probablement lent et graduel.

MOTS CLÉS : Noranda, acidification, réversibilité, variation temporelle, lacs, sulfates, dépôts, nitrates, réduction d'émission de SO₂.

RÉFÉRENCE À CITER

Dupont, J. 1997. *Projet Noranda Phase III - Effets des réductions d'émissions de SO₂ sur la qualité de l'eau des lacs de la région de Rouyn-Noranda*, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq N° EN980066, rapport N° PA-53/1, 31 pages.

TABLE DES MATIÈRES

AUTEUR ET COLLABORATEURS	iii
RÉSUMÉ.....	v
TABLE DES MATIÈRES.....	vii
LISTE DES TABLEAUX	ix
LISTE DES FIGURES	ix
LISTE DES ANNEXES	ix
REMERCIEMENTS.....	xi
1. INTRODUCTION	1
2. MATÉRIEL ET MÉTHODE	2
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	4
3.1. État de la qualité de l'eau en 1996	5
3.2. Évolution de la qualité de l'eau depuis 1982.....	7
3.3. Nomogramme de classification.....	14
3.4. Réversibilité de l'acidification des eaux de surface.....	23
3.5. Effet nitrate	27
4. CONCLUSION.....	29
BIBLIOGRAPHIE.....	30
ANNEXES	33

LISTE DES TABLEAUX

1	Statistiques descriptives des variables mesurées et calculées pour les échantillonnages de 1982, 1991 et 1996	6
2	Modifications observées entre 1982 et 1996 pour divers paramètres mesurés ou calculés pour les lacs échantillonnés dans la région de Rouyn-Noranda	8
3	Changements significatifs dans la qualité de l'eau entre 1982 et 1996	9

LISTE DES FIGURES

1	Emplacement des lacs échantillonnés en 1982, 1991 et 1996, ainsi que d'une dizaine de lacs à doré visités en 1991 et 1996	3
2	Changements absolus survenus dans les valeurs de sulfates, de pH, d'alcalinité totale, de calcium, de nitrates-nitrites et d'aluminium filtré entre 1982 et 1996	10
3	Changements entre 1982 et 1996 des valeurs de sulfates, de pH, d'alcalinité totale, de calcium, de nitrates-nitrites et d'aluminium filtré, en fonction de la distance par rapport à Rouyn-Noranda	11
4	Variabilité spatiale des baisses de concentration en sulfates survenues entre 1982 et 1996	12
5	Variation des concentrations relatives d'anions majeurs entre 1982 et 1996 dans les lacs de la région de Rouyn-Noranda	15
6	Changements dans les concentrations relatives de sulfates et de bicarbonates entre 1982 et 1996 pour les lacs échantillonnés dans la région de Rouyn-Noranda	17
7	Variabilité spatiale des changements survenus dans les concentrations relatives de sulfates pour les lacs échantillonnés entre 1982 et 1996	19
8	Variabilité spatiale des changements survenus dans les concentrations relatives de bicarbonates pour les lacs échantillonnés entre 1982 et 1996	20
9	Variabilité spatiale des changements survenus dans les concentrations relatives d'anions organiques pour les lacs échantillonnés entre 1982 et 1996	21
10	Variabilité spatiale des changements survenus dans le rapport des concentrations de sulfates et de bicarbonates pour les lacs échantillonnés entre 1982 et 1996	22
11	Changement du rapport sulfates/cations majeurs des lacs de la région de Rouyn-Noranda entre 1982 et 1996	24
12	Changement du rapport alcalinité/cations majeurs des lacs de la région de Rouyn-Noranda entre 1982 et 1996	25
13	Changements dans le pourcentage de variation des concentrations de nitrates-nitrites pour les lacs échantillonnés entre 1982 et 1996	28

LISTE DES ANNEXES

1.	Données recueillies sur 62 des 65 lacs du Projet Noranda en mars 1996	33
----	---	----

REMERCIEMENTS

J'aimerais d'abord remercier messieurs Denis Laflamme et Lévis Talbot de la Direction des écosystèmes aquatiques du ministère de l'Environnement et de la Faune, ainsi que le professeur Marius Lachance de l'INRS-Eau pour leurs judicieux conseils et commentaires.

Je voudrais également souligner la contribution de la Direction régionale de l'Abitibi-Témiscamingue et en particulier celle de monsieur Daniel Nadeau de cette Direction. Les données que ce dernier nous a fournies ont été d'une aide précieuse, en nous permettant de constater que les réductions d'émissions de SO₂ par Mines Noranda inc. avaient eu une incidence très visible sur la qualité de l'eau des lacs de la région.

Je voudrais enfin adresser mes remerciements à tous les collègues (techniciens, secrétaires, personnel de laboratoire, agents d'information, personnel chargé de l'édition, gestionnaires et autres) du ministère de l'Environnement et de la Faune qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation des différentes étapes de ce rapport.

1. INTRODUCTION

De nombreuses études ont montré que les eaux de surface du territoire québécois étaient particulièrement vulnérables à l'acidification, en raison d'une combinaison de facteurs tels que les forts dépôts acides et la sensibilité extrême des sols et de la roche en place (Dupont, 1993). On ne peut rien changer à la sensibilité des sols puisqu'il s'agit d'une caractéristique immuable du territoire. Par contre, les dépôts acides provenant en grande partie de la transformation chimique des oxydes d'azote (en nitrates) et de soufre (en sulfates) émis par les industries, les centrales thermiques et la combustion de carburants fossiles peuvent être réduits par des actions d'assainissement.

Au Québec, la principale source d'émissions de dioxyde de soufre (SO_2) est l'usine Horne de Mines Noranda inc. à Rouyn-Noranda. En 1980, cette dernière émettait, à elle seule, 1 097 000 tonnes métriques de SO_2 (Leduc *et al.*, 1996). D'autres sources importantes contribuent aussi à acidifier nos ressources lacustres. C'est le cas en particulier des apports atmosphériques transfrontaliers en provenance des États-Unis, qui peuvent participer pour plus de 50 % de l'ensemble des dépôts de sulfates sur une grande partie du sud et de l'est du Québec (Lelièvre *et al.*, 1985). L'Ontario est aussi responsable d'une fraction importante des dépôts de sulfates acides (jusqu'à 35 % selon les endroits) dans l'ouest du Québec. Les programmes de réduction des émissions commencent toutefois à porter fruit, puisque les dépôts de sulfates ont diminué significativement depuis 1989. Par contre, les dépôts de nitrates sont demeurés passablement stables.

L'effet néfaste des dépôts acides en nitrates et en sulfates est reconnu par l'ensemble de la communauté internationale depuis la fin des années 1980 (CCRS, 1990; Environmental Protection Agency, 1995). Il a été maintes fois démontré qu'un grand nombre de lacs sensibles du nord-est de l'Amérique du Nord et de la Scandinavie ont été acidifiés à divers degrés depuis le début de l'ère industrielle. Dans de nombreux cas, cette acidification d'origine « anthropique » s'est traduite par des dommages biologiques allant de la baisse de la diversité spécifique des organismes aquatiques jusqu'à la disparition de populations entières de poissons (CCRS, 1990; Tremblay et Richard, 1993). Des études récentes indiquent toutefois que la réduction des dépôts acides peut aider à réduire les dommages subis par les écosystèmes aquatiques (McNicol *et al.*, 1995; Gunn *et al.*, 1995).

La phase I de l'échantillonnage des lacs de la région de Rouyn-Noranda (Dupont, 1984, 1988) visait à établir l'influence des émissions polluantes de l'usine Horne de la compagnie Mines Noranda inc. sur l'acidité des lacs environnants. Cette première phase a mis en lumière l'influence directe des émissions de cette usine sise à Rouyn-Noranda pour les lacs situés à l'intérieur d'un rayon de 125 km. La réglementation québécoise en matière de précipitations acides a finalement incité Mines Noranda inc. à construire une usine d'acide sulfurique; cela a permis, jusqu'à ce jour, de réduire de 70 % les émissions de SO_2 par rapport à 1980. Les dirigeants de cette industrie envisagent maintenant de réduire, d'ici l'an 2000, jusqu'à 90 % les émissions de SO_2 par rapport aux émissions annuelles de 1980 (J. Moulin, communication personnelle). Cette réduction, combinée à celle de 68 % réalisée en Ontario (Sudbury a diminué ses émissions de 90 %), laisse entrevoir la possibilité d'une amélioration de la qualité des plans d'eau environnants. Pour vérifier cette hypothèse, les 64 lacs échantillonnés en 1982 ont été

visités de nouveau en 1991 (Dupont, 1992) et en 1996 afin de détecter un changement éventuel à la qualité des eaux lacustres.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODE

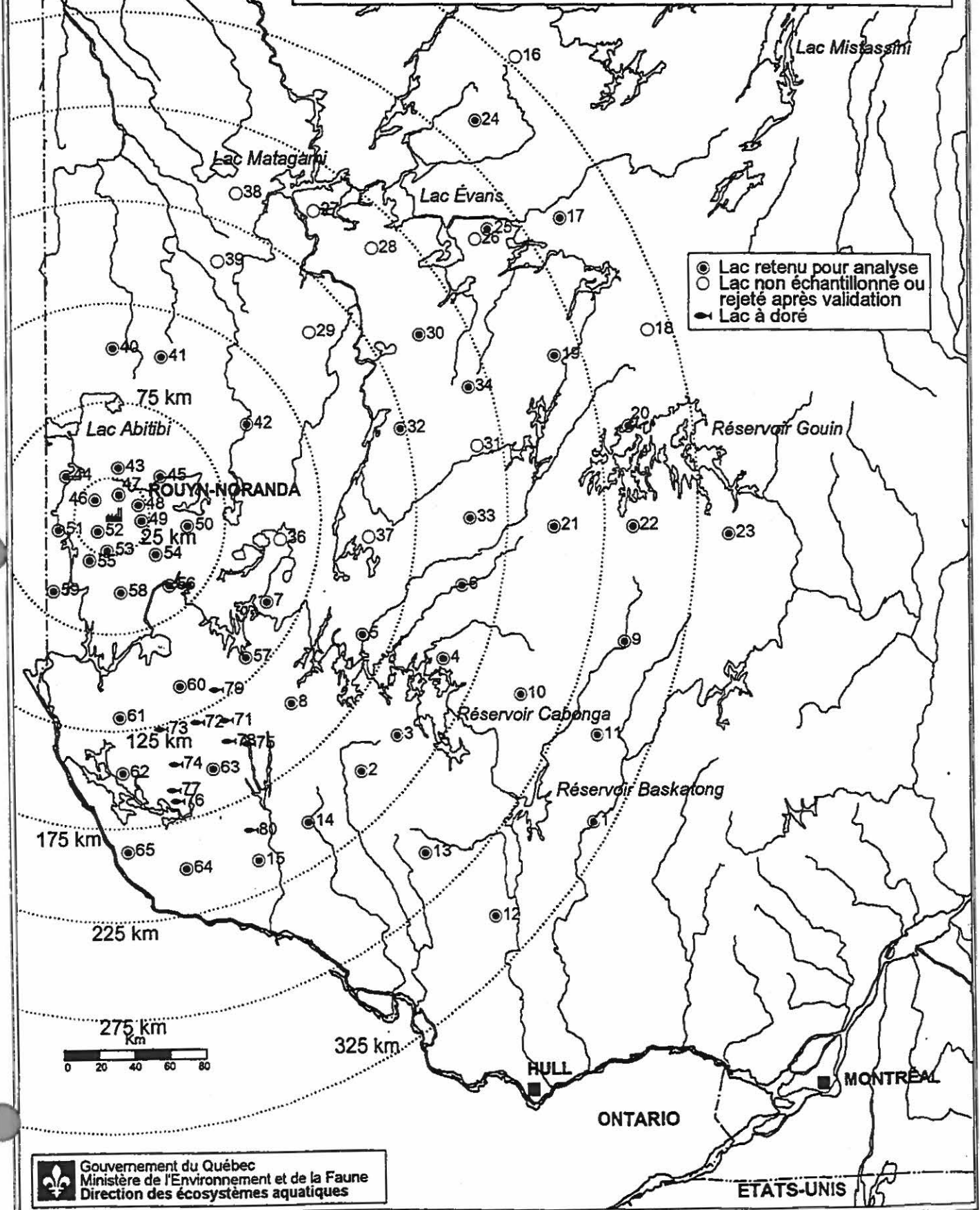
Le territoire étudié couvre une zone de plus de 220 000 km², qui va de la frontière Ontario-Québec jusqu'au 74^e méridien ouest et du 46^e au 51^e parallèle nord (figure 1). L'usine d'affinage de métaux non ferreux de Mines Noranda Ltée se situe à proximité de la ville de Rouyn-Noranda, soit au centre-ouest de la zone d'intérêt.

Les 65 lacs du projet Noranda sont répartis en deux groupes distincts : les lacs des hautes terres des Laurentides et les lacs des basses-terres de l'Abitibi. Les premiers (sud, sud-est et est de Rouyn-Noranda) sont très sensibles. Ces lacs sont caractérisés par des eaux peu minéralisées et reposent sur des sols minces où la géologie est de type granitique. Les lacs des basses-terres de l'Abitibi (nord et nord-est de Rouyn-Noranda) sont quant à eux peu sensibles à l'acidification. Ils reposent sur des sols argileux relativement épais, et leur géologie est surtout caractérisée par des roches métasédimentaires et volcaniques. Ces derniers lacs sont généralement très peu profonds et sont souvent affectés par des conditions d'anoxie hivernale. Ils sont aussi très riches en matière humique. Les eaux de surface des lacs des hautes terres des Laurentides sont généralement plus claires et moins riches en matières organiques (Dupont, 1984, 1988).

En 1982, 65 lacs de la région de Rouyn-Noranda (figure 1) ont été choisis selon divers axes et distances fixes par rapport à la source d'émission (Dupont, 1984, 1988). Soixante-quatre ont été échantillonnés avec succès en 1982, comparativement à 60 en 1991 et à 62 en 1996. Les trois inventaires de données ont été menés en mars 1982, 1991 et 1996 sous couvert de glace. La cueillette d'un échantillon intégré 0-5 mètres a été effectuée au centre du lac, à l'endroit estimé le plus profond. Une vingtaine de variables ont alors été analysées (pH, pH à l'équilibre avec la pression atmosphérique en CO₂, alcalinité, SO₄, NO_x, NH₄, N total, P total, tannins, turbidité, carbone inorganique dissous (CID), carbone organique dissous (COD), Cl, conductivité, F, Si, Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn, Al filtré, Al inorganique). Le détail des protocoles d'échantillonnage et d'analyse en laboratoire est disponible dans Dupont (1984, 1988 et 1992) ; il ne sera pas repris dans le présent rapport.

La validation des données a constitué la première étape de l'étude et a permis d'éliminer les stations de mesure présentant des conditions d'anoxie hivernale (conditions réductrices), afin de ne pas biaiser la détection d'un changement entre 1982 et 1996. Elle a été faite en utilisant une cible de validation (graphe comparant l'écart ionique et l'écart entre les conductivités mesurée et estimée : voir Dupont 1984 pour une description de la méthode) et le nomogramme de classification (graphe comparant les concentrations relatives d'alcalinité, de sulfates et d'anions organiques : voir section 3.3) (Bérubé et Dupont, 1995). Cette étape a conduit à l'élimination de neuf lacs des tests de comparaison (passage de 62 à 53 lacs). La liste des numéros de lacs non échantillonnés (3) ou éliminés des tests de comparaison (9) s'établit comme suit : non échantillonnés : 6, 35 et 38; éliminés après validation : 18, 26, 27, 28, 29, 31, 36, 37 et 39. La plupart de ces lacs étaient soit très peu profonds, soit très riches en matières organiques.

Figure 1
**EMPLACEMENT DES LACS ÉCHANTILLONNÉS
 DANS LA RÉGION DE ROUYN-NORANDA**



La comparaison des échantillons de 1982 et de 1996 a été faite au moyen du test de signes et du test non paramétrique de Wilcoxon réalisé à partir d'éléments pairés (1982-1996). Ce dernier test est recommandé pour détecter une différence significative entre groupes dépendants (Statsoft, 1991). Dans ce cas-ci, la dépendance s'explique par le fait que l'on compare les mêmes lacs à deux périodes différentes. L'approche non paramétrique a été préférée au test-T, parce que la distribution des variables ne répondait pas au critère de normalité. Le test de Wilcoxon est toutefois reconnu comme étant presque aussi puissant que le t de Student. L'ensemble du traitement statistique a été réalisé au moyen du logiciel statistique CSS:STATISTICA (Statsoft, 1991).

La présente étude tient aussi compte de dix lacs à doré jaune échantillonnés en mars 1991 et 1996 selon le même protocole d'échantillonnage que les 65 lacs du projet Noranda. Ils sont tous situés au sud de Rouyn-Noranda dans le secteur Belleterre (Témiscamingue) et ils sont tous des lacs aux eaux claires qui étaient acides ($\text{pH} < 5,5$) en 1991. Ces données serviront à alimenter la discussion, mais ne pourront être utilisées conjointement avec les autres données, du fait que la qualité de l'eau est incomplète et ne permet pas de tester les hypothèses statistiques ou d'appliquer le nomogramme de classification pour 1991.

Le nomogramme de classification utilisé dans ce rapport permet la comparaison des concentrations relatives d'anions majeurs sur un graphe tri-axial. Chaque sommet du graphe représente une dominance anionique des sulfates, des bicarbonates ou des anions organiques. Les nitrates et autres anions mineurs sont considérés négligeables, bien qu'il soit possible d'additionner les nitrates aux sulfates. Des droites d'iso-pH corrigé pour la pression partielle en CO_2 atmosphérique viennent compléter le nomogramme. Le positionnement d'un point sur ce graphe permet de connaître sa dominance anionique et d'évaluer le type de plan d'eau (acide, non acide, organique, dystrophe, etc.). Le déplacement relatif d'un lac sur le nomogramme rend compte du changement qui s'est produit entre 1982 et 1996. Les données de 1991 n'apparaissent pas sur cette figure, puisque la majorité des valeurs se trouvaient à mi-chemin entre celles de 1982 et 1996. Les lacs qui présentaient des conditions d'anoxie au moment de l'échantillonnage ont été retirés de l'analyse. Les conditions réductrices (anoxie) viennent masquer le niveau réel d'acidité, ainsi que les contributions relatives effectives de sulfates dans le lac. Du fait que les sulfates sont réduits en hydrogène sulfureux (H_2S) dans un tel environnement, la contribution relative en sulfates devient nulle ou presque, ce qui se traduit par un positionnement le long du côté gauche du nomogramme. Dupont (1985) traite en détail des caractéristiques du nomogramme de classification qui a été adapté du graphe tri-axial de Cronan *et al.* (1978), alors que Bérubé et Dupont (1995) présentent une classification des divers types de lacs.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Les émissions de SO_2 sont passées de 1 097 000 tonnes métriques, en 1980, à 377 000 tonnes métriques en 1994 (baisse de 65,6 %). Les réductions d'émissions réalisées à Rouyn-Noranda ont largement contribué à cette baisse. À elle seule, l'usine Home a réduit ses émissions de 71,7 % entre 1980 et 1994, soit de 552 000 tonnes métriques à 156 000 tonnes. Cette baisse, combinée à celles réalisées en Ontario (68 % en 1994 par rapport à 1980), a probablement permis de diminuer l'importance des dépôts humides de sulfates. Boulet et Pinard (1997) soulignent d'ailleurs que les concentrations de sulfates dans les précipitations humides ont diminué de 5 % à

30 % aux stations de mesure de la qualité des précipitations sur le territoire d'étude. Le pH a quant à lui subi une très légère hausse à certaines de ces stations. Par contre, selon Leduc *et al.* (1996), la fréquence des épisodes de précipitations très acides ($\text{pH} < 4,6$) est demeurée stable depuis 1980.

3.1 État de la qualité de l'eau en 1996

Le tableau 1 présente certaines statistiques descriptives (moyenne, médiane, minimum, maximum et écart-type) pour l'ensemble des variables mesurées en laboratoire, ainsi que pour une dizaine de paramètres calculés lors des trois échantillonnages de 1982, 1991 et 1996. Dans le cas présent, les statistiques descriptives ont été calculées pour tous les échantillons, incluant ceux présentant des problèmes d'anoxie. Certains paramètres n'ont pas été analysés en 1982 : c'est le cas du pH équilibré pour le pCO_2 , l'ion H^+ , le carbone organique dissous (COD), qui a remplacé le carbone organique total (COT), le carbone inorganique dissous (CID) qui a remplacé le carbone inorganique total (CIT), la silice et l'aluminium inorganique labile (spéciation).

Malgré les changements apparents notés dans le tableau 1 entre 1982, 1991 et 1996, le patron de variabilité spatiale de la qualité des eaux lacustres est resté constant de 1982 à 1996, étant en grande partie influencé par les caractéristiques géologiques et physiographiques du territoire. L'examen de cette variabilité spatiale et des caractéristiques physiques du territoire a déjà été fait de façon très détaillée pour les deux échantillonnages précédents (se référer à Dupont, 1984, 1988, 1992). Dupont (1993) a aussi produit une analyse statistique de la variabilité spatiale de la qualité de l'eau de 1 239 lacs du Bouclier canadien, dont près de 600 étaient situés dans l'actuelle région d'étude. Pour ces raisons, les cartes thématiques de la variabilité spatiale des paramètres physico-chimiques ne seront pas présentées dans ce document, puisqu'elles n'apporteraient que très peu d'information additionnelle. Une brève synthèse des faits saillants est toutefois fournie ci-dessous.

Les plus fortes concentrations de sulfates en lac et dans les précipitations sont observées dans la partie sud-ouest du territoire et décroissent graduellement vers le nord-est. Ce patron de distribution correspond aux observations faites par Dupont et Grimard (1989) et par Jeffries *et al.* (1995). Des concentrations de sulfates supérieures à la moyenne régionale subsistent toujours près de Rouyn-Noranda, mais ces dernières se sont résorbées passablement depuis 1982 (baisses variant entre 2 et 9 mg/l). Les lacs acides sont pour la plupart situés au sud et au sud-est de Rouyn-Noranda, dans les secteurs à faible capacité de neutralisation et à dépôts acides élevés. Cela est resté relativement inchangé depuis 1982. Un tel patron spatial n'existe pour aucun autre paramètre de qualité.

Les seules autres disparités régionales sont principalement dues aux caractéristiques physiques du territoire. Les facteurs naturels expliquent en grande partie les faibles niveaux de minéralisation (faibles valeurs de conductivité, d'alcalinité et de cations majeurs) pour les lacs des hautes-terres des Laurentides, comparativement à ceux des basses-terres (altitude < 300 m). Par contre, ces derniers présentent des valeurs nettement plus grandes de couleur, de COD, de tannins et de turbidité. Les métaux traces, tels que l'aluminium filtré et le fer, présentent aussi de fortes valeurs dans les lacs des basses terres. Dans leur cas, il s'agit vraisemblablement d'éléments complexés à

Tableau 1. Statistiques descriptives de variables mesurées et calculées pour les échantillonnages de 1982, 1991 et 1996.

VARIABLE	UNITÉ	Nombre de lacs			Moyenne			Médiane			Minimum			Maximum			Écart-type		
		1982	1991	1996	1982	1991	1996	1982	1991	1996	1982	1991	1996	1982	1991	1996	1982	1991	1996
Variables mesurées																			
pH	unités	60	60	59	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,04	0,04	0,04	0,07	0,07	0,07	0,00	0,00	0,00
pH équilibré	unités		60	59		0,07	0,07		0,07	0,07		0,04	0,05		0,08	0,08		0,00	0,00
Alcalinité	mg/l	60	60	59	10,5	8,8	10,5	4,0	3,9	4,4	<0,1	<0,1	<0,1	79,0	64,0	102,0	14,8	11,8	16,2
H	µeq/l			59			3,5			1,0					47,0				9,2
SO ₄	mg/l	60	60	58	7,0	5,2	4,9	7,0	5,2	4,8	<0,5	<0,5	<0,5	16,0	10,7	11,4	3,7	2,2	2,2
Couleur vraie	Hazen	60	60	59	42,9	49,3	42,7	25,0	36,0	32,0	1,0	1,0	3,0	310,0	170,0	213,0	52,5	44,0	41,4
COT	mg/l	60			12,0			9,0			2,5			50,5			8,7		
COD	mg/l		60	59		13,5	8,9		7,7	7,2		1,6	1,4		80,0	27,0		18,4	5,7
CT	mg/l	60			3,4			2,0			0,5			24,5			4,1		
CiD	mg/l		60	59		3,0	3,8		2,0	2,1		0,4	0,4		15,2	30,0		2,9	4,8
Tannins	mg/l	60	60	59	1,2	1,9	1,8	0,8	1,4	1,4	0,2	0,4	0,4	5,0	7,0	8,0	1,0	1,7	1,5
Turbidité	U.T.N.	60	60	59	3,9	2,2	3,1	0,7	0,6	0,7	0,2	0,2	0,2	130,0	47,0	68,0	16,7	6,2	9,6
NO _x	mg/l	60	60	59	0,07	0,06	0,08	0,05	0,05	0,06	<0,02	<0,02	<0,02	0,32	0,25	0,33	0,06	0,05	0,07
NH ₄	mg/l	60	60	59	0,10	0,07	0,08	0,04	0,03	0,03	<0,02	<0,02	<0,02	0,70	0,90	0,82	0,15	0,13	0,12
P total	mg/l	60	60	59	0,015	0,013	0,013	0,010	0,010	0,005	<0,007	<0,010	<0,005	0,110	0,080	0,060	0,016	0,012	0,014
Si	mg/l		60	59		4,8	4,8		4,5	4,5		1,0	<0,1		11,4	14,3		2,5	3,0
Conductivité	µS/cm	60	60	59	46,0	36,5	39,2	34,5	28,6	28,0	15,0	13,5	12,6	173,0	128,0	194,0	32,0	23,3	31,7
Cl	mg/l	60	60	59	0,5	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3	0,1	0,1	0,2	3,0	1,5	2,2	0,5	0,3	0,4
F	mg/l	60	60	59	0,05	0,05	0,05	0,04	0,04	0,04	<0,04	<0,04	<0,04	0,16	0,16	0,16	0,02	0,02	0,03
Ca	mg/l	60	60	59	5,0	3,9	4,5	3,3	2,7	2,8	0,7	0,5	0,5	22,0	15,8	27,0	4,6	3,2	4,7
Mg	mg/l	60	60	59	1,4	1,1	1,2	0,8	0,7	0,7	0,2	0,2	0,2	6,1	4,1	6,6	1,2	0,9	1,1
Na	mg/l	60	60	59	1,1	1,0	1,1	0,9	0,8	0,8	0,2	0,1	0,2	3,2	4,1	3,2	0,6	0,6	0,6
K	mg/l	60	60	59	0,6	0,5	0,5	0,6	0,5	0,5	0,2	0,1	0,1	1,8	2,1	1,7	0,3	0,3	0,3
Fe	mg/l	60	60	59	0,657	0,371	0,535	0,225	0,235	0,233	<0,020	<0,020	0,014	7,400	2,460	4,420	1,328	0,455	0,912
Mn	mg/l	60	60	59	0,092	0,052	0,053	0,030	0,020	0,026	<0,010	<0,010	<0,002	1,700	0,790	0,370	0,228	0,105	0,075
Al filtré	mg/l	60	60	59	0,264	0,191	0,115	0,100	0,145	0,080	<0,050	<0,020	<0,005	4,600	0,720	0,410	0,606	0,153	0,104
Al labile	mg/l		60	59		0,039	0,022		0,020	0,010		<0,005	<0,005		0,270	0,240		0,048	0,044
Fond du lac	m		60	59		7,0	7,4		5,0	5,0		1,0	1,0		30,0	30,0		6,2	7,3
Variables calculées																			
UA	µeq/l	60	60	59	108,8	121,4	80,9	79,2	64,9	64,9	15,2	9,7	9,0	472,3	759,9	258,0	82,0	171,2	51,9
USO ₄	µeq/l	60	60	58	146,3	107,8	101,6	145,7	107,2	99,9	10,4	4,2	6,2	333,1	222,8	237,3	77,3	46,0	46,8
UHCO ₃	µeq/l	60	60	59	209,9	175,7	210,0	80,0	77,0	88,0	2,0	2,0	2,0	1579,8	1279,6	2039,0	295,1	255,2	324,2
Somme anions	µeq/l	60	60	58	465,0	404,9	385,2	327,6	262,2	262,9	139,5	122,5	98,5	1926,8	1411,9	2244,8	363,0	320,1	347,9
USO ₄ /Anions		60	60	58	0,414	0,382	0,365	0,429	0,372	0,339	0,005	0,003	0,015	0,901	0,907	0,888	0,206	0,208	0,197
UHCO ₃ /Anions		60	60	58	0,317	0,329	0,372	0,276	0,279	0,327	0,006	0,010	0,010	0,834	0,906	0,908	0,215	0,213	0,219
UA/Anions		60	60	58	0,269	0,289	0,263	0,249	0,243	0,250	0,079	0,065	0,049	0,616	0,818	0,665	0,123	0,179	0,149
pCO ₂	atm	60	60	59	-2,24	-2,13	-2,30	-2,36	-2,20	-2,34	-2,83	-2,69	-3,53	-0,79	-0,79	-1,09	0,48	0,42	0,44
pH corrigé	unités	60	60	59	6,30	6,28	6,31	6,20	6,18	6,24	5,29	5,45	5,39	7,49	7,40	7,60	0,53	0,46	0,51
[HCO ₃]/[SO ₄]		60	60	58	5,41	6,73	2,77	0,68	0,81	0,92	<0,01	<0,01	<0,01	151,76	307,31	32,64	21,33	25,52	6,05

UA : Acides organiques titrables selon le modèle d'Oliver *et al* 1983.
 USO₄ : Concentrations de sulfates (µeq/l) = SO₄ * 20,82.
 UHCO₃ : Concentrations de bicarbonates (µeq/l) = (Alcalinité * 20 + UH * 10⁻¹⁴) / (1 + 2 * 10¹⁴ * 10⁻¹⁴) où UH = 10⁶ * pH
 Somme anions : Sommes des concentrations de UA, USO₄ et UHCO₃ (µeq/l)
 USO₄/Anions : Concentration relative de sulfates par rapport à la somme des concentrations de sulfates, de bicarbonates et d'anions organiques.
 UHCO₃/Anions : Concentration relative de bicarbonates par rapport à la somme des concentrations de sulfates, de bicarbonates et d'anions organiques.
 UA/Anions : Concentration relative d'anions organiques par rapport à la somme des concentrations de sulfates, de bicarbonates et d'anions organiques.
 pCO₂ : Pression partielle en CO₂ = Log₁₀(EH² * (EALC * (10^{-14,14} / EH) + EH)) / (10^{-7,79} * (EH + 2 * 10^{-10,37})) où EH = 10^{pH} et EALC = Alcalinité / 50000.
 pH corrigé : pH corrigé pour la pression partielle en CO₂ = pH + 2,5 + pCO₂.
 [HCO₃]/[SO₄] : Rapport bicarbonates (µeq/l) / sulfates (µeq/l)

la matière organique. Par contraste, l'aluminium inorganique est plus élevé dans les lacs acides du sud de la région d'étude. Cette forme d'aluminium est nettement plus néfaste pour les organismes aquatiques.

3.2 Évolution de la qualité de l'eau depuis 1982

Le tableau 2 présente les statistiques descriptives des écarts observés entre les valeurs obtenues en 1982 et celles obtenues en 1996. Le pH, la couleur, l'alcalinité totale, les nitrates, les tannins, le pH corrigé pour la pCO_2 , ainsi que les concentrations relatives en bicarbonates et en anions organiques montrent des valeurs à la hausse. Tous les autres paramètres ont vu leurs valeurs diminuer entre 1982 et 1996.

Le tableau 3 présente les changements significatifs détectés dans la qualité des eaux lacustres entre 1982 et 1996 pour une vingtaine de variables mesurées en laboratoire. Ce tableau montre les moyennes calculées pour chaque paramètre pour les années 1982 et 1996, ainsi que les résultats du test païré de Wilcoxon et du test de signes. Ces tests non paramétriques ont été choisis pour les raisons énoncées à la section 2. Les zones grisées ciblent les variables pour lesquelles un changement significatif est survenu entre 1982 et 1996, au niveau de signification 0,05. Ainsi, plusieurs variables ont montré un changement significatif. De façon générale, les valeurs moyennes de sulfates, de phosphore total, de cations majeurs, de conductivité, de manganèse et d'aluminium sont maintenant plus faibles, alors que celles d'alcalinité, de couleur vraie et des tannins ont augmenté. Selon ces tests, le pH est demeuré relativement stable. Par ailleurs, il a été presque possible de détecter un changement significatif ($\alpha=0,06$) pour les nitrites-nitrates, les concentrations moyennes de NO_x étant légèrement plus élevées en 1996.

Les figures 2 et 3 rendent compte de l'intensité du changement qui est survenu dans le cas des sulfates, du pH, de l'alcalinité, du calcium, des nitrites-nitrates et de l'aluminium filtré. La figure 2 présente une série d'histogrammes décrivant l'ampleur du changement pour chacun des lacs, alors que la figure 3 affiche les courbes d'évolution générale des valeurs de qualité pour 1982 et 1996 en fonction de la distance par rapport à Rouyn-Noranda.

La figure 2 rend bien compte de la baisse généralisée des concentrations de sulfates, baisse qui présente de plus un patron de distribution spatiale bien établi (figure 4), puisque les baisses les plus marquées ont été observées près de Rouyn-Noranda ou au sud du territoire d'étude, où les apports acides d'origine anthropique étaient les plus élevés en 1982. La figure 3 fait aussi très bien ressortir le changement net de concentration qui est survenu dans les lacs les plus proches de Rouyn-Noranda.

La figure 2 rend également compte d'une baisse importante des concentrations d'aluminium et de calcium. Cette baisse des concentrations d'aluminium transparait aussi à la figure 3. La tendance n'est pas aussi nette pour le pH ou l'alcalinité. Les nitrates montrent quant à eux un changement à la hausse, changement qui est plus marqué à proximité et au nord-est de Rouyn-Noranda.

Tableau 2. Écarts observés entre 1982 et 1996 pour divers paramètres mesurés ou calculés pour les lacs échantillonnés dans la région de Rouyn-Noranda.

VARIABLE	UNITÉ	N	MOYENNE	MÉDIANE	MIN.	MAX.	ÉTENDUE	ÉCART-TYPE
pH	unité	59	0,08	0,02	-0,93	1,14	2,07	0,31
Alcalinité totale	mg/l	59	0,4	0,3	-19,0	23,0	42,0	5,0
SO ₄	mg/l	58	-2,1	-1,7	-9,5	4,1	014	2,2
Couleur vraie	Hazen	58	1,4	4,0	-211,0	140,0	351,0	40,5
NO _x	mg/l	59	0,02	0,01	-0,12	0,20	0,32	0,05
NH ₄	mg/l	59	-0,01	0,00	-0,43	0,53	0,96	0,12
P total	mg/l	59	-0,002	-0,002	-0,050	0,043	0,09	0,015
Tannins	mg/l	59	0,7	0,4	-1,9	5,9	7,8	1,0
Turbidité	U.T.N.	59	-0,8	-0,1	-62,0	25,5	87,50	9,0
Conductivité	µS/cm	58	-6,2	-4,3	-58,0	21,0	79,0	10,7
Cl	mg/l	59	-0,0	0,0	-1,5	1,2	2,70	0,4
Ca	mg/l	59	-0,4	-0,2	-7,6	5,0	12,6	1,6
Mg	mg/l	59	-0,1	-0,1	-2,3	0,5	2,8	0,3
Na	mg/l	59	-0,0	0,0	-1,5	0,5	2,0	0,2
K	mg/l	59	-0,1	-0,1	-0,9	0,3	1,2	0,2
Fe	mg/l	59	-0,078	-0,008	-6,110	3,850	9,96	1,249
Mn	mg/l	59	-0,036	-0,008	-1,330	0,186	1,52	0,184
Al filtré	mg/l	59	-0,150	-0,040	-4,360	0,070	4,43	0,575
A-	µeq/l	59	-24,9	-17,2	-325,7	75,8	401,47	52,6
pH corrigé	unité	59	0,02	0,04	-0,33	0,45	0,78	0,14
[SO ₄] / [HCO ₃]		58	-1,78	0,28	-119,11	31,27	150,38	17,00
SO ₄ /Anions	%	58	-5,70	-4,50	-53,03	12,38	65,42	9,16
HCO ₃ /Anions	%	58	6,46	6,81	-9,54	27,47	37,01	6,83
A/Anions	%	58	0,75	2,08	-36,89	13,23	50,12	7,24

Tableau 3. Changements significatifs dans la qualité de l'eau entre 1982 et 1996.

VARIABLE	UNITÉ	MOYENNE 1982	MOYENNE 1996	TEST DE RANG DE WILCOXON	TEST DE SIGNE
pH	unité	6,013	6,087	0,4885	0,1379
Alcalinité	mg/l	7,907	8,392	0,0198	0,0225
SO ₄	mg/l	7,351	5,127	0,0001	0,0001
Couleur vraie	Hazen	28,22	34,01	0,0001	0,0016
NO _x	mg/l	0,065	0,076	0,2221	0,0628
NH ₄	mg/l	0,071	0,067	0,4296	0,3453
P total	mg/l	0,0118	0,0112	0,0001	0,0025
Conductivité	µS/cm	40,815	35,500	0,0001	0,0001
Ca	mg/l	4,319	4,013	0,0001	0,0001
Mg	mg/l	1,121	1,034	0,0001	0,0001
Na	mg/l	0,987	0,963	0,1214	0,0325
K	mg/l	0,564	0,442	0,0001	0,0001
Fe	mg/l	0,318	0,363	0,5831	0,6528
Mn	mg/l	0,051	0,040	0,0001	0,0056
Al filtré	mg/l	0,156	0,098	0,0001	0,0001
Tannins	mg/l	0,92	1,36	0,0001	0,0001
Turbidité	U.T.N.	3,10	3,90	0,3817	0,7823
Cl	mg/l	0,39	0,26	0,0807	0,8315

N.B.: Les zones grisées indiquent que le changement est significatif au niveau de signification = 0,05.

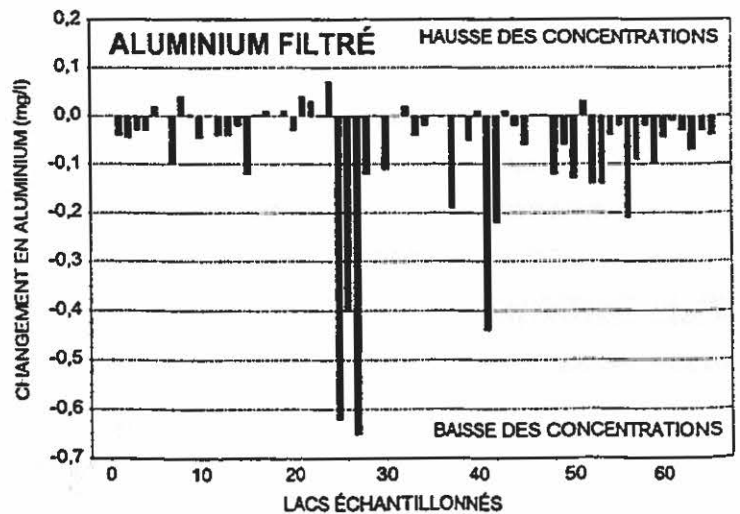
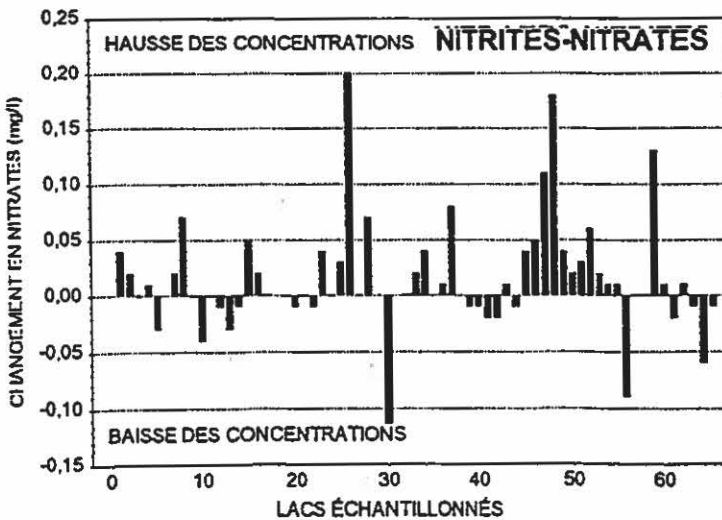
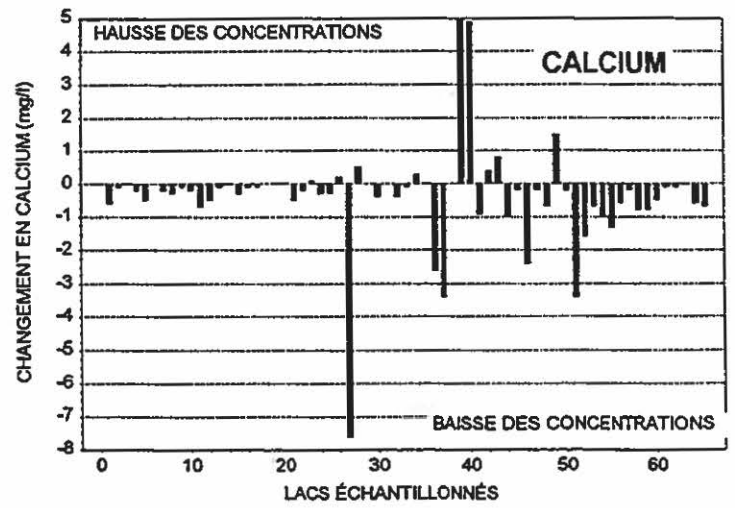
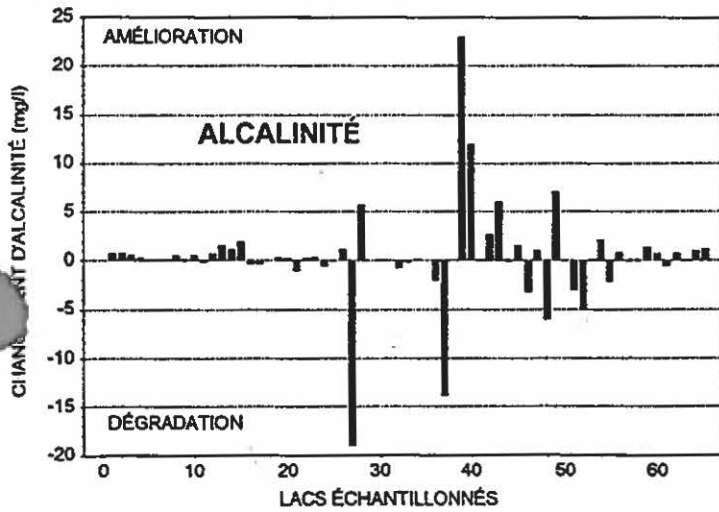
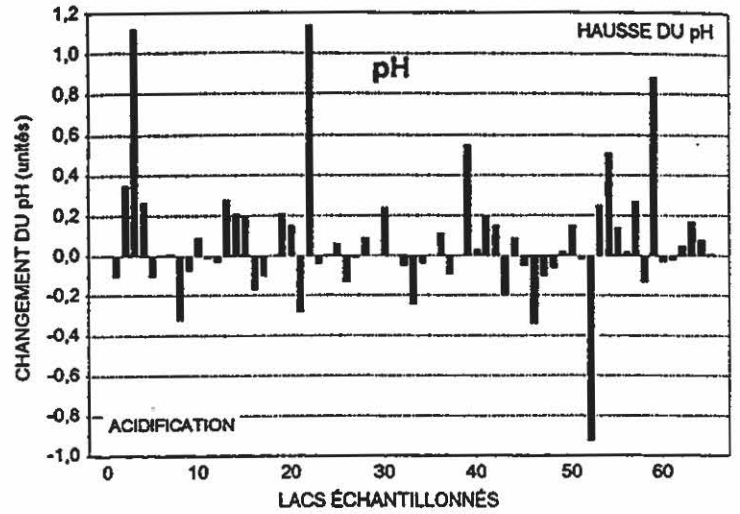
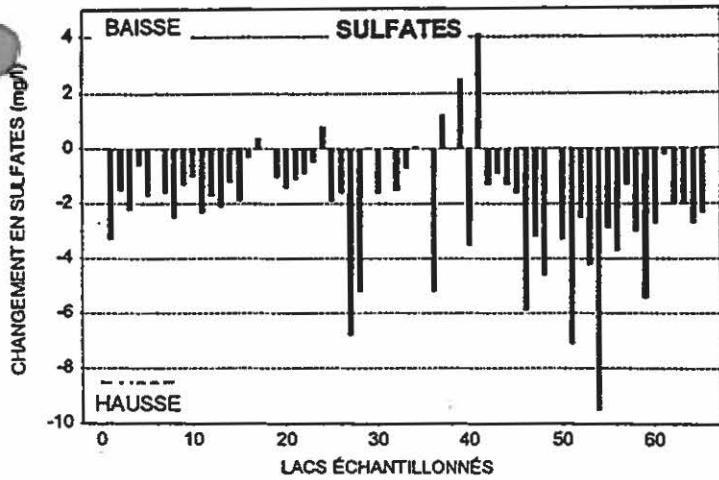


Figure 2. Changements absolus survenus dans les valeurs de sulfates, de pH, d'alcalinité totale, de calcium, de nitrites-nitrates et d'aluminium filtré entre 1982 et 1996.

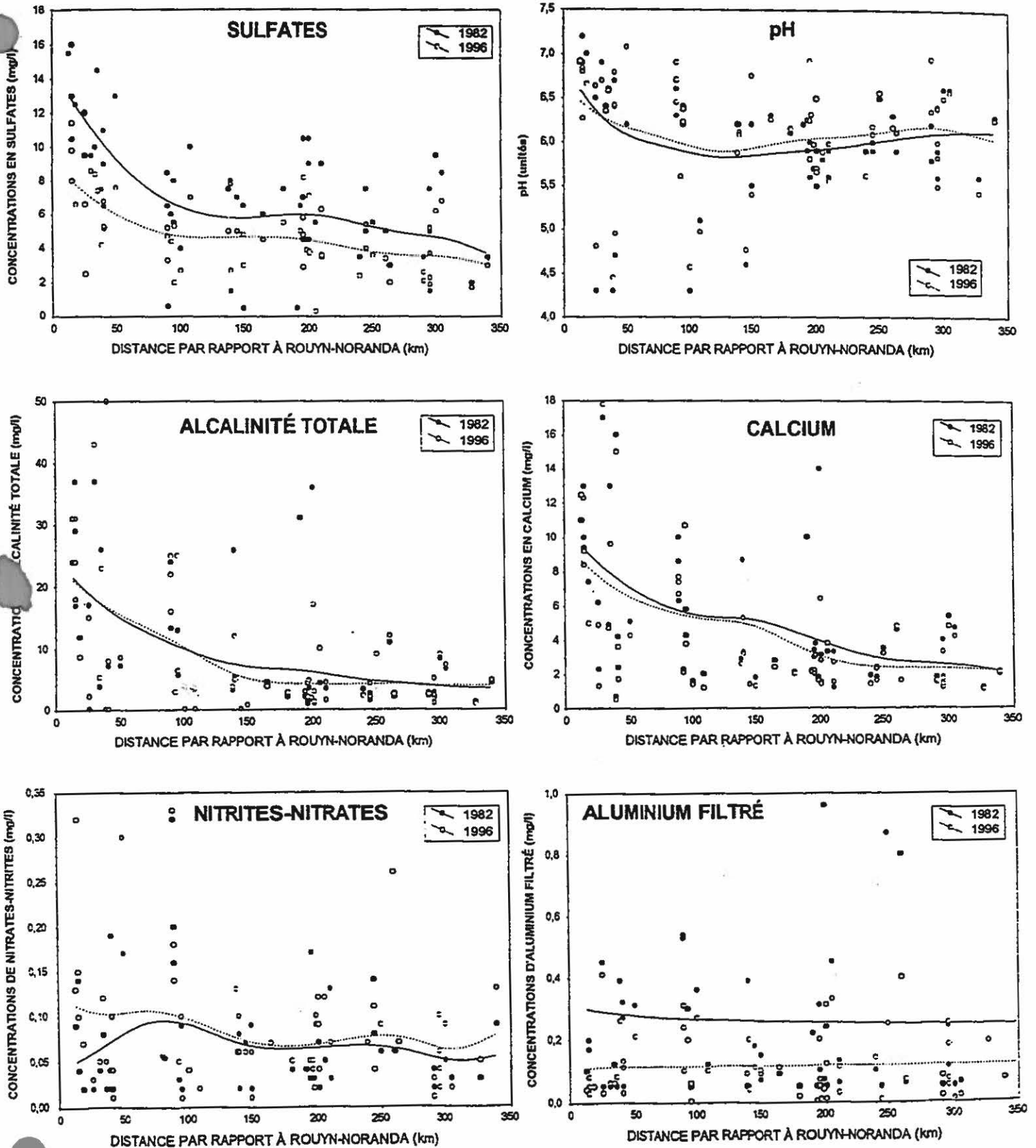


Figure 3. Changements entre 1982 et 1996 des valeurs de sulfates, pH, alcalinité totale, calcium, nitrites-nitrates et aluminium filtré, en fonction de la distance par rapport à Rouyn-Noranda.

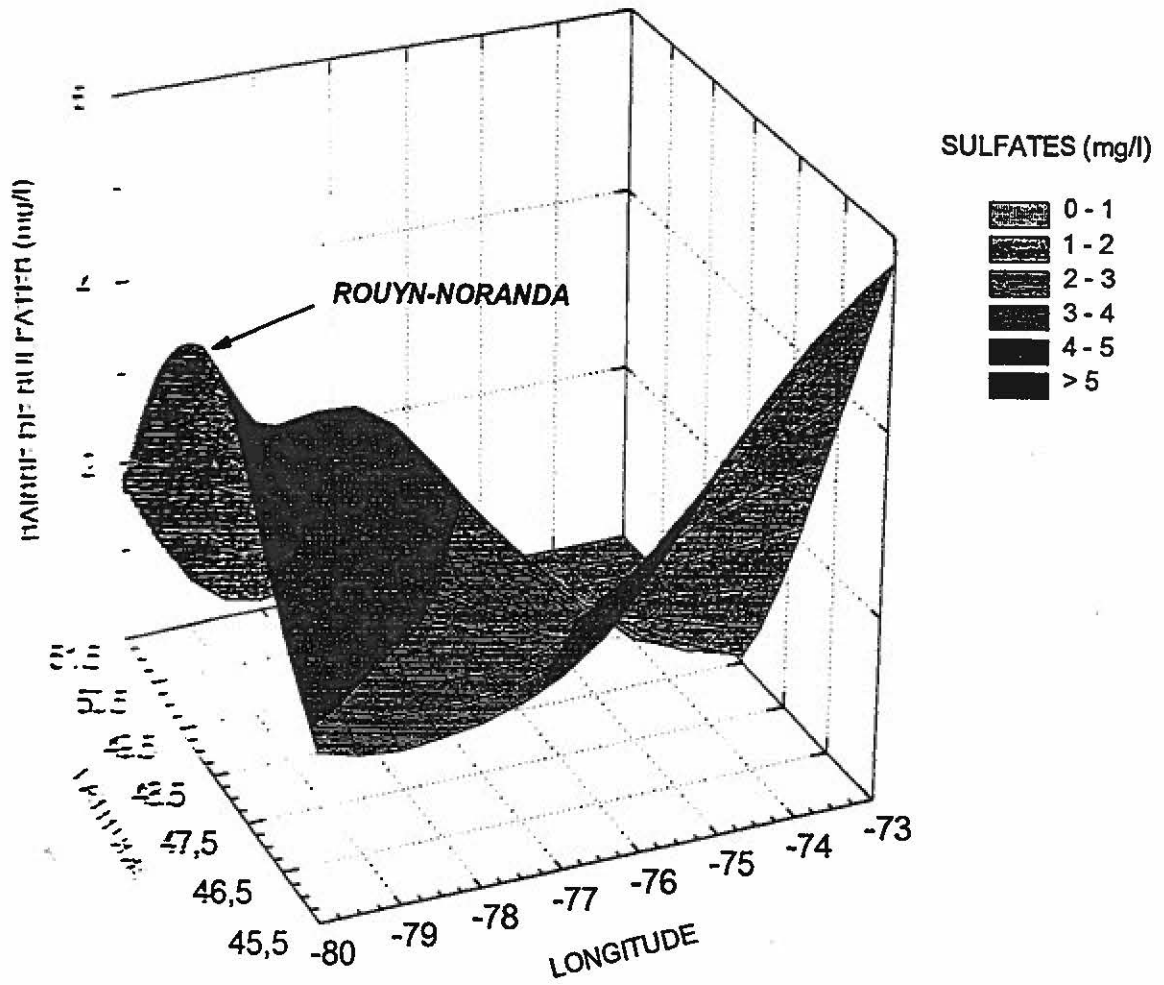


Figure 4. Variation spatiale des baisses de concentrations en sulfates survenues entre 1982 et 1996.

La baisse de concentrations de sulfates en lac était prévue, compte tenu des réductions d'émissions réalisées depuis 1982. La majeure partie de cette baisse des concentrations s'est produite avant 1991 (Dupont, 1992). La figure 3 rend compte d'une légère amélioration de la qualité de l'eau pour ce qui est du pH et de l'alcalinité. On se serait toutefois attendu à observer une tendance à la hausse plus forte. Y a-t-il eu alors amélioration des conditions d'acidité ? Certains indices le laissent croire. La baisse des concentrations d'aluminium rend compte d'une certaine réversibilité de l'acidification. De même, la baisse des concentrations de calcium peut dénoter une diminution du taux d'altération chimique provoquée par les apports acides d'origine anthropique. Toutefois, selon Likens *et al.* (1996), il est fort possible que les sols aient subi une perte importante en cations basiques par suite de l'acidification des écosystèmes terrestres. Dans ce cas, il est plausible que les écosystèmes aquatiques et terrestres soient plus fragiles maintenant qu'avant le début de l'ère industrielle.

Les très faibles hausses de pH dans les lacs les plus acides surprennent néanmoins, bien qu'un tel phénomène ait aussi été observé ailleurs en Amérique du Nord (Driscoll *et al.*, 1995 ; Jeffries *et al.*, 1995 ; Kelly *et al.*, 1995 ; Likens *et al.*, 1996 ; Bouchard, 1996). Plusieurs raisons ont été évoquées pour expliquer ce phénomène : 1) les dépôts de sulfates pourraient être encore trop élevés pour permettre la récupération de ces lacs acides ; 2) ces lacs pourraient rester irrécupérables malgré les importantes réductions d'émissions (épuisement de la capacité de neutralisation des acides) ; 3) certaines substances chimiques tamponnent la hausse de pH ; 4) ces lacs étaient déjà naturellement acides avant le début de l'ère industrielle ; 5) les hausses de nitrates (i.e. acide nitrique) ont masqué les gains provenant des baisses de sulfates.

Ces hypothèses sont toutes plausibles. La première est très probablement vraie lorsque les dépôts humides de sulfates excèdent la charge critique en SO_4 pour les lacs concernés. Comité de Coordination de la Recherche et de la Surveillance (1990) et Dupont (1993) mentionnent que de nombreux lacs acides du Bouclier canadien présentent actuellement des charges critiques aussi faibles que 8 ou 10 kg/ha/an, alors que les dépôts de sulfates variaient entre 12 et 30 kg/ha/an sur ce territoire en 1992 (Boulet et Jacques, 1995). Le fait que les lacs puissent être irrécupérables (2^e hypothèse) ou qu'ils aient perdu de leur capacité à se régénérer a été soulevé par plusieurs (Driscoll *et al.* 1995 ; Kelly *et al.*, 1995 ; Likens *et al.*, 1996). Cette hypothèse implique que la capacité de régénération d'un lac acidifié a pu être amoindrie par l'exportation massive de cations basiques ou par la baisse de capacité de génération de l'alcalinité durant les dernières décennies. L'actualisation d'une telle hypothèse ferait en sorte que les bénéfices attendus des réductions d'émissions pourraient être moins grands que prévus ou qu'ils seraient obtenus à plus long terme après un rééquilibrage géochimique des sols. La troisième hypothèse, évoquée par Sullivan *et al.* (1995), implique que la hausse de pH pourrait être inhibée ou ralentie par la capacité tampon des acides organiques. Dans un tel cas, la hausse du pH pourrait survenir à plus long terme. La quatrième hypothèse a été confirmée par Dupont (1992, 1993). Ce dernier a en effet démontré que l'acidité de nombreux lacs colorés (couleur > 50 unités Hazen et COD > 10 mg/l) du Québec méridional n'a pas été causée par les activités humaines, puisque plusieurs d'entre eux étaient déjà acides avant le début de l'ère industrielle. L'auteur a de plus établi que de tels lacs bénéficieraient peu ou pas du tout de la réduction des émissions de SO_2 , ce qui signifie que le pH demeurerait inchangé malgré la baisse des concentrations de sulfates. Ce phénomène s'explique par la capacité tampon des acides organiques à des pH compris entre 4,0 et 5,5,

laquelle inhibe la hausse du pH (comme pour la troisième hypothèse). Finalement, dans le cas de la 5^e hypothèse, les données sur la qualité des précipitations montrent qu'il n'y a pas eu d'augmentation significative des dépôts de nitrates (G. Boulet, communication personnelle). Par contre, il est possible que le phénomène de saturation des sols en azote soit responsable d'un accroissement des teneurs en nitrates dans les eaux de surface, même si les dépôts sont restés inchangés. Or, les résultats de 1996 semblent indiquer qu'il y aurait eu une légère augmentation des concentrations de nitrates en périphérie de Rouyn-Noranda, mais ces dernières seraient trop faibles pour avoir compensé les baisses de sulfates.

Dans le cas des lacs acides du projet Noranda, toutes ces hypothèses pourraient expliquer, du moins en partie, pourquoi le pH a peu augmenté depuis 1982. Les deux dernières hypothèses se trouvent cependant en partie renforcées par l'examen du comportement de lacs acides aux eaux claires du même secteur. Des données de pH portant sur une dizaine de lacs à doré ont été considérées afin de compléter l'évaluation du changement potentiel survenu dans la qualité des eaux de surface entre 1982 et 1996. Ces lacs aux eaux claires (n^{os} 70 à 79 - couleur < 25 unités Hazen) ont été échantillonnés en 1991 et en 1996 par la Direction régionale de l'Abitibi du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (figure 1). Leur pH a augmenté significativement entre 1991 et 1996 : de 4,9 à 5,7 (moyenne de 5,42) en 1991, il est passé à 5,52-6,24 unités (moyenne de 5,86) en 1996, avec une hausse moyenne de 0,44 unité de pH. Les lacs acides colorés du projet Noranda (couleur > 40 unités Hazen) ont quant à eux maintenu un niveau stable de pH. Les lacs acides aux eaux claires de la région de Rouyn-Noranda ont vu leur condition d'acidité s'améliorer à un point tel que la réintroduction d'espèces de poissons autrefois présentes est maintenant possible.

L'examen de ces lacs permet de vérifier certaines des cinq hypothèses précédemment discutées. Le fait que les conditions de pH se soient nettement améliorées pour les lacs aux eaux claires donne du poids aux hypothèses 3 et 4, qui suggèrent que plusieurs des lacs acides de l'étude aient été naturellement acides ou que les acides organiques aient neutralisé la hausse de pH de ces lacs. Il est toujours possible toutefois que les dépôts de sulfates soient encore trop élevés pour certains des lacs les plus acides (hypothèse 1). De fait, plusieurs des lacs acides de Rouyn-Noranda étaient nettement plus acides (pH=4,3) que les lacs acides à doré (pH>4,9). Pour les récupérer, il faudrait une plus grande réduction des dépôts de sulfates.

L'analyse de ces dix lacs acides aux eaux claires semble indiquer qu'une amélioration importante de la qualité des eaux de surface pourrait être en train de se produire, et que le seul examen de l'évolution des lacs acides colorés (4 des 6 lacs acides) du projet Noranda ne suffit plus pour détecter un tel changement. L'examen détaillé de l'évolution des concentrations relatives des anions majeurs au moyen du nomogramme de classification pourrait fournir une meilleure indication du changement potentiel qui s'opère.

3.3 Nomogramme de classification

La figure 5 présente le nomogramme de classification appliqué aux données d'échantillonnage de 1982 et 1996. Selon cette figure, la majorité des plans d'eau non dominés par les anions

NOMOGRAMME DE CLASSIFICATION DES LACS

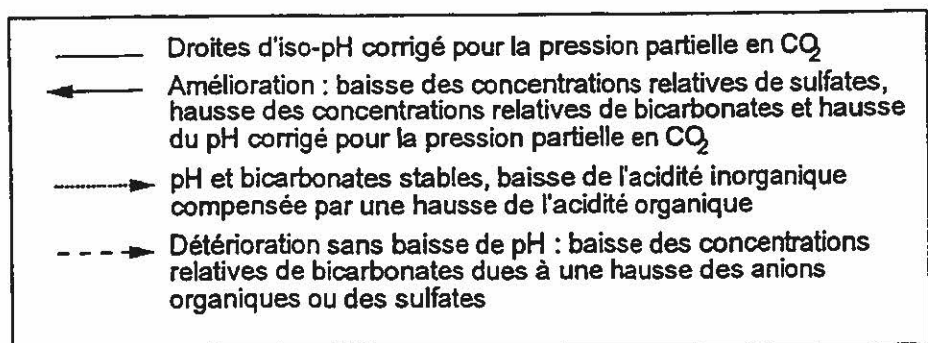
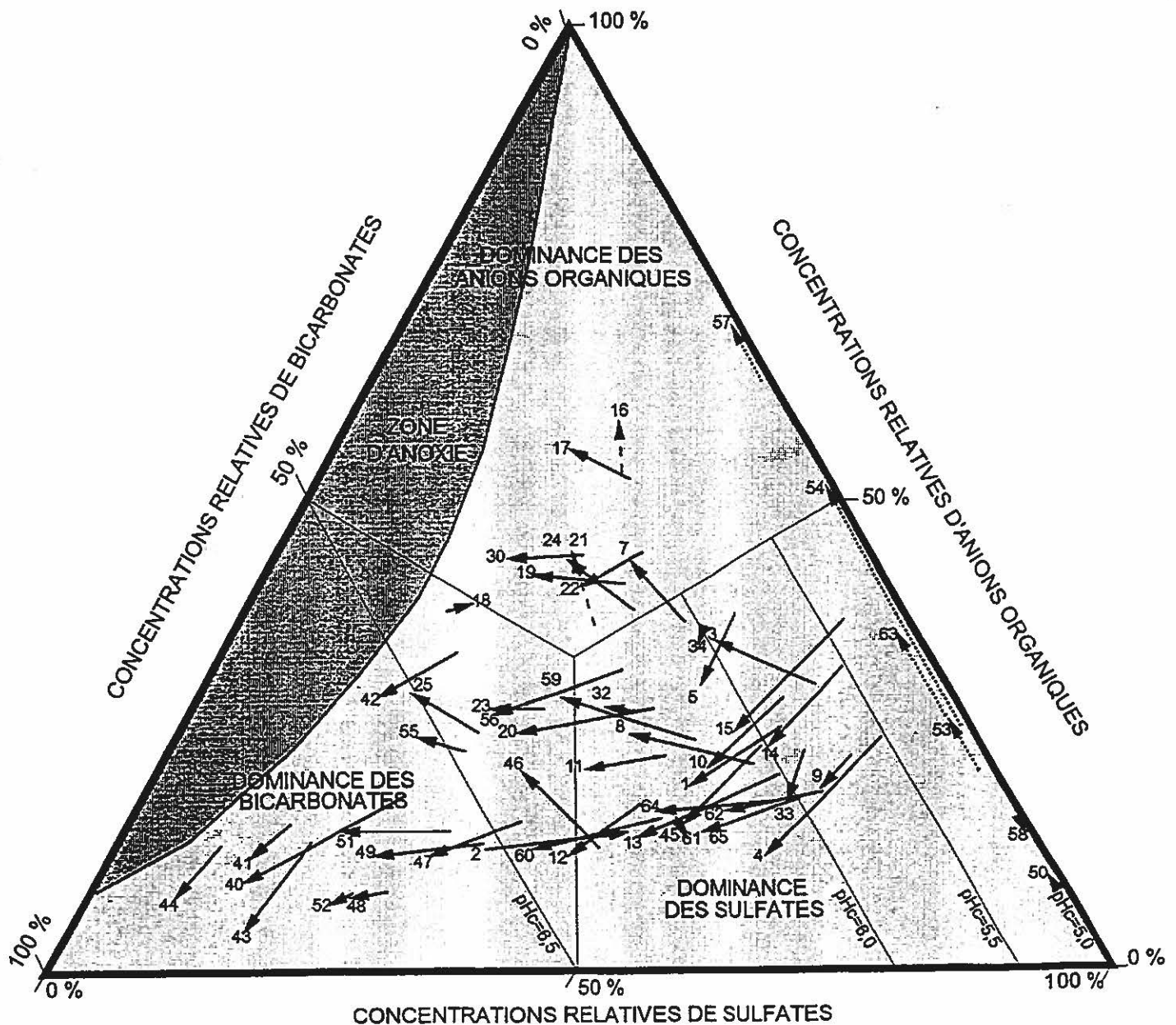


Figure 5. Variation des concentrations relatives d'anions majeurs entre 1982 et 1996 dans les lacs de la région de Rouyn-Noranda.

organiques ont vu leur position se déplacer de la droite (dominance des sulfates) vers le sommet inférieur gauche (dominance des bicarbonates). Ce mouvement correspond à une amélioration de la qualité des eaux (baisse de 10 % à 30 % des concentrations relatives de sulfates, hausse équivalente des bicarbonates et hausse de 0,1 à 0,8 unité du pH corrigé selon la position des droites d'iso-pH). Le nomogramme montre donc qu'il y a bien eu amélioration des conditions d'acidité, comme l'a suggéré l'étude des lacs à doré. Ce constat se trouve en partie confirmé par la figure 6, qui présente les changements qui se sont produits dans les concentrations relatives de sulfates et de bicarbonates. Des 59 lacs figurant à ce graphe, 51 sont caractérisés par une baisse des concentrations relatives de sulfates. Par ailleurs, 52 lacs montrent une hausse des concentrations relatives de bicarbonates. Dans la plupart des cas, les lacs affichant une hausse des bicarbonates présentent aussi une baisse des sulfates.

Le problème des quatre lacs acides colorés du projet Noranda ressort clairement dans le nomogramme de classification. Un examen superficiel pourrait laisser croire qu'aucune amélioration ne s'est produite, du fait qu'aucun changement dans les teneurs relatives en bicarbonates n'a été observé pour ces lacs (i.e. aucun changement par rapport aux droites d'iso-pH corrigées pour la $p\text{CO}_2$). Il faut toutefois noter que bien que la concentration relative de bicarbonates soit restée nulle, la concentration relative de sulfates a diminué au profit de celle des anions organiques. C'est le cas des lacs acides 53, 54, 57 et 63. Parmi ces derniers, les lacs 54 et 57 sont maintenant nettement dominés par les anions organiques, alors qu'en 1982 il y avait dominance de sulfates. Seul le lac 58 montre une faible tendance inverse alors puisque la dominance par les sulfates s'est légèrement accrue au détriment des anions organiques. Hormis le lac 58, où une très légère tendance à l'acidification subsiste, il semble donc que le phénomène de l'acidification d'origine anthropique soit en train de se résorber graduellement, malgré les faibles changements enregistrés pour ce qui est du pH. Cela implique aussi que plusieurs de ces lacs étaient déjà acides (acidité d'origine naturelle cependant) avant le début de l'ère industrielle (hypothèse 4). Cela ne veut pas dire que tous les lacs de la région étaient déjà acides à l'origine dans ce secteur puisque des études paléolimnologiques (Carignan, 1989) et des inventaires réalisés sur d'autres lacs de la région montrent clairement que de nombreux lacs acides du secteur ont été acidifiés par les apports acides d'origine anthropique. De même, Dupont (1992, 1993) a montré, par l'intermédiaire d'un modèle d'acidification, que la réduction des émissions de SO_2 pourrait amener la récupération de près de 77 % des lacs acides de l'ouest québécois.

Les lacs dominés par les anions organiques et qui se trouvent au centre du nomogramme (figure 5) présentent des comportements très variables. Plusieurs lacs (7, 19, 22 et 30) montrent une croissance des bicarbonates compensée par une baisse des concentrations d'anions organiques (amélioration des conditions d'acidité). D'autres, par contre (comme les lacs 16, 18, 21 et 24), montrent une tendance légèrement inverse : hausse des concentrations relatives en anions organiques et très faible baisse relative des bicarbonates (légère augmentation de l'acidité d'origine organique). Finalement, il ressort que les lacs 17 et 24 étaient probablement soumis à des conditions d'anoxie hivernale en 1982. Tout indique qu'il en était de même pour les autres lacs éliminés des tests statistiques (lacs 18, 26, 27, 28, 29, 31, 36, 37 et 39). Ces derniers ont été retirés du nomogramme du fait que leurs concentrations relatives d'anions les plaçaient complètement dans la zone d'anoxie telle que décrite par Bérubé et Dupont (1995), soit le long du côté centre-gauche du nomogramme. Il est reconnu que les conditions d'anoxie sont associées

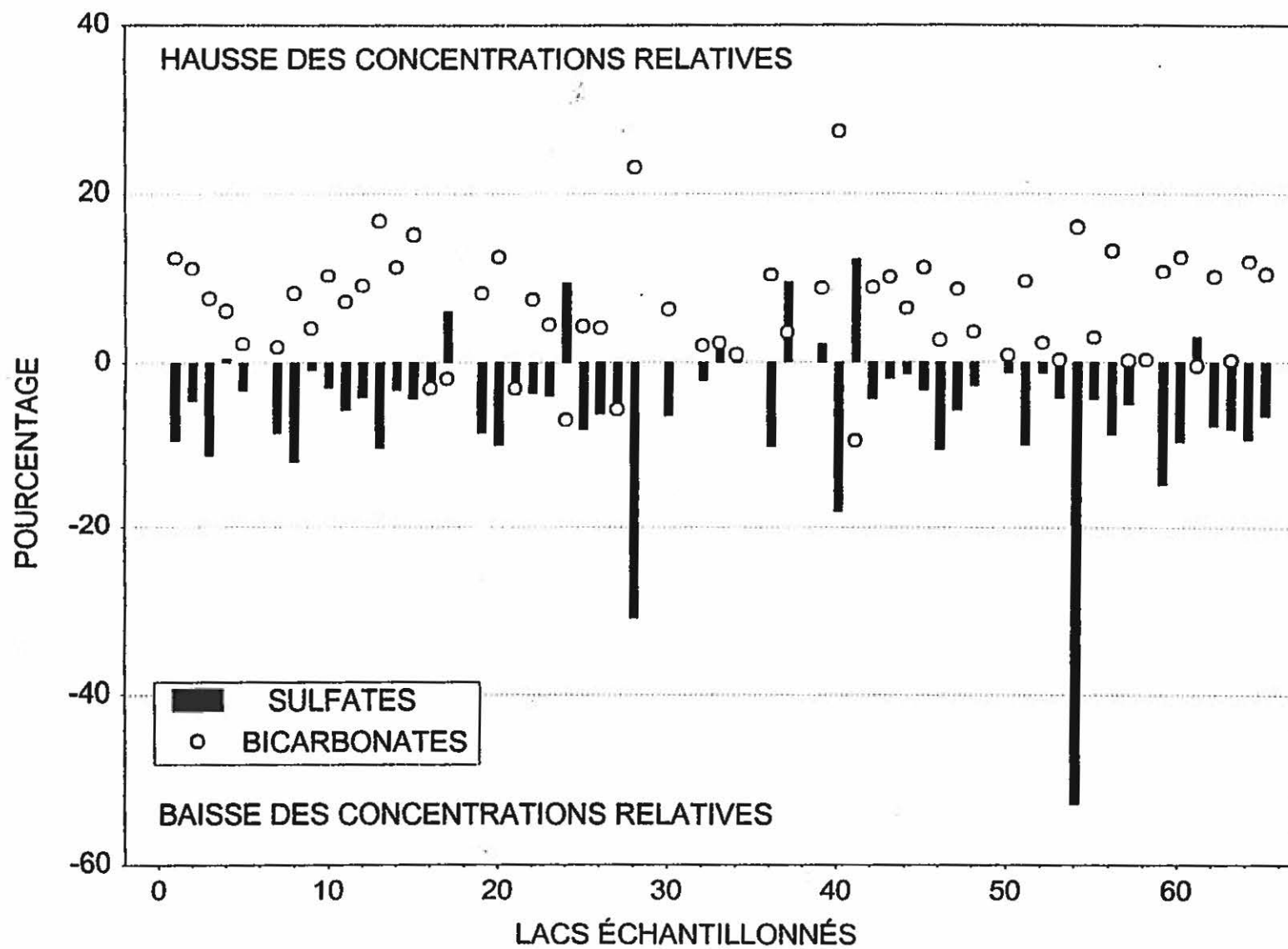


Figure 6. Changements dans les concentrations relatives de sulfates et de bicarbonates entre 1982 et 1996 pour les lacs échantillonnés dans la région de Rouyn-Noranda.

à une réduction des oxydes de soufre et d'azote entraînant une génération d'alcalinité à l'interface eau-sédiment (Carignan, 1989). Ces conditions disparaissent dès que survient une réaération du milieu, ce qui provoque une réoxydation des composés sulfureux et nitrés et une réacidification des eaux.

Sur le plan spatial, ces changements dans les concentrations relatives de sulfates, de bicarbonates et d'anions organiques se sont produits de manière différente selon le secteur du territoire à l'étude. La figure 7 présente l'emplacement des lacs de la région de Rouyn-Noranda où ont été observées des baisses ou des hausses de concentrations relatives en sulfates. Les figures 8 et 9 font de même pour les bicarbonates et les anions organiques.

Les baisses de sulfates ont touché la presque totalité des lacs du centre et du sud de la région à l'étude. Ce territoire correspond grossièrement à la zone d'influence des apports atmosphériques de sulfates. Les secteurs caractérisés par des hausses de sulfates se trouvent essentiellement localisés au nord-nord-est de la zone d'étude, ainsi que dans une zone circonscrite à environ 175 km à l'est de Rouyn-Noranda. Plusieurs de ces lacs sont particulièrement riches en matières humiques et bon nombre d'entre eux ont dû être retranchés des analyses statistiques en raison de problèmes d'anoxie hivernale. Les lacs 58 et 61, situés au sud de Rouyn-Noranda, ont aussi été affectés par une hausse relative des concentrations de sulfates. Bien que ces hausses soient faibles, aucune explication n'a pu être trouvée pour expliquer le phénomène. La possibilité existe toujours, qu'il y ait eu erreur de lac lors de l'échantillonnage, du fait de la grande densité de lacs de ce secteur et de la difficulté de repérage à partir des cartes topographiques. La figure 8, présentant la variabilité spatiale des changements de concentrations relatives en bicarbonates, montre le patron inverse des sulfates. Les lacs du nord de la région d'étude ont vu leur concentration relative de bicarbonates décroître, alors qu'elle a augmenté à peu près partout au centre et au sud du territoire étudié. Les six lacs acides situés à proximité de Rouyn-Noranda ont maintenu leur concentration relative de bicarbonates à zéro. Ce sont les lacs où la dominance des anions organiques s'est accrue au détriment de l'acidité inorganique. Finalement, la figure 9 rend compte d'un changement plus ténu pour les anions organiques. Les concentrations relatives se sont accrues au sud et sud-est de Rouyn-Noranda et au nord-est du territoire étudié, alors qu'elles ont diminué ailleurs. Pour les lacs sensibles, le phénomène de l'accroissement des concentrations relatives d'anions organiques pourrait s'expliquer en grande partie par une baisse des concentrations absolues de cations et d'anions majeurs, les concentrations absolues d'anions organiques étant restées à peu près stables.

Le rapport $[\text{HCO}_3]/[\text{SO}_4]$ constitue un bon indicateur du niveau d'agression par les sulfates. Il s'apparente un peu au nomogramme de classification, avec la contribution des anions organiques en moins. Il est à noter que pour des lacs aux eaux peu ou moyennement colorées, le rapport $[\text{HCO}_3]/[\text{SO}_4]$ devrait être supérieur à l'unité en l'absence d'apports acides aéroportés et d'apports géologiques importants en sulfates. Or, la majorité des lacs au sud de la latitude de Rouyn-Noranda présentaient un rapport $[\text{HCO}_3]/[\text{SO}_4]$ plus petit que 1,0 et même 0,5 en 1982. Ce rapport s'est accru pour une majorité de ces lacs entre 1982 et 1996 (figure 10). Les plus fortes hausses ($>0,5$) sont survenues autour de Rouyn-Noranda et vers le nord-est jusqu'à une distance de 275 km. Les hausses ont varié de 0 à 0,5 partout ailleurs au sud, au sud-est et à l'est de

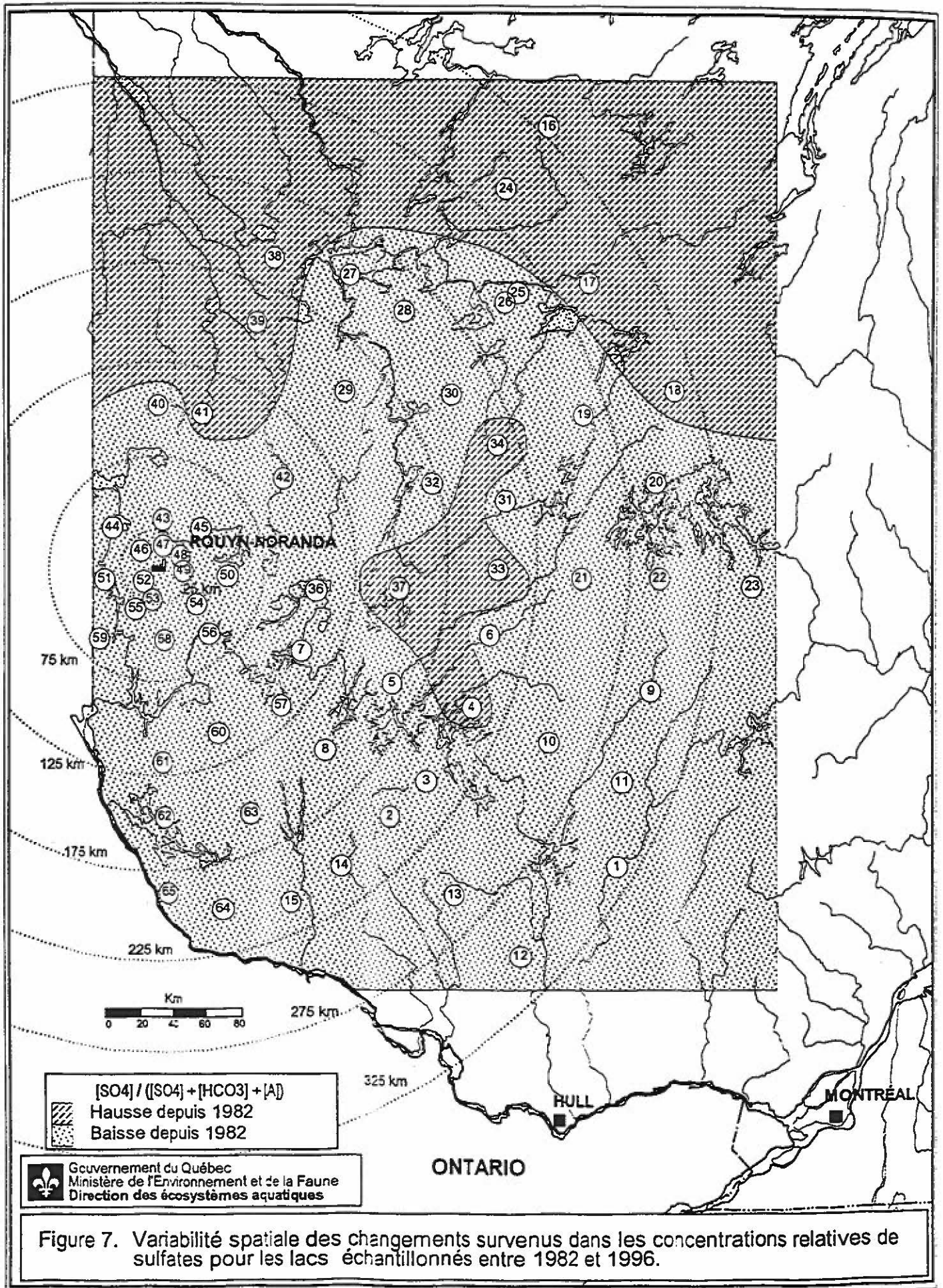


Figure 7. Variabilité spatiale des changements survenus dans les concentrations relatives de sulfates pour les lacs échantillonnés entre 1982 et 1996.

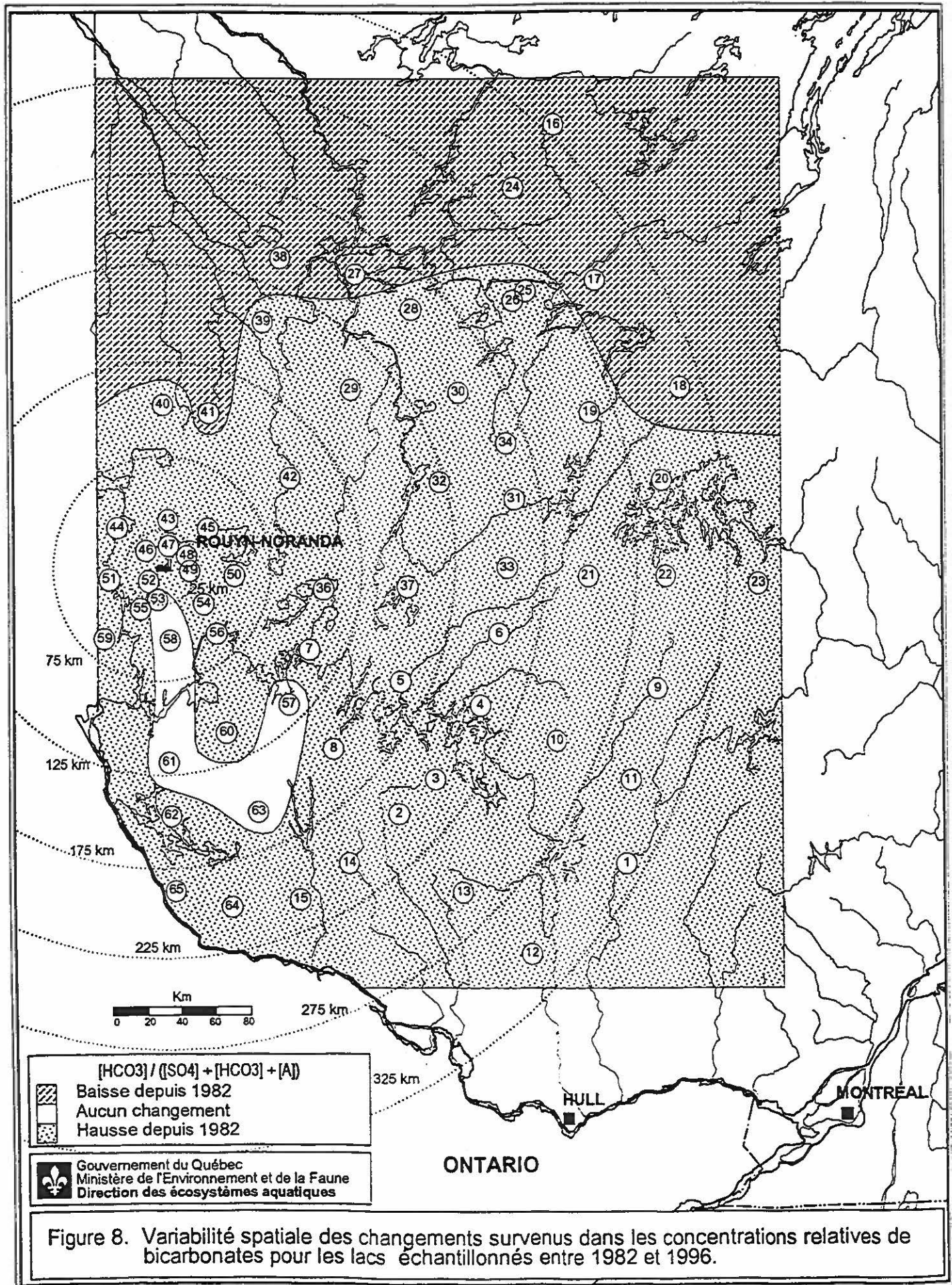


Figure 8. Variabilité spatiale des changements survenus dans les concentrations relatives de bicarbonates pour les lacs échantillonnés entre 1982 et 1996.

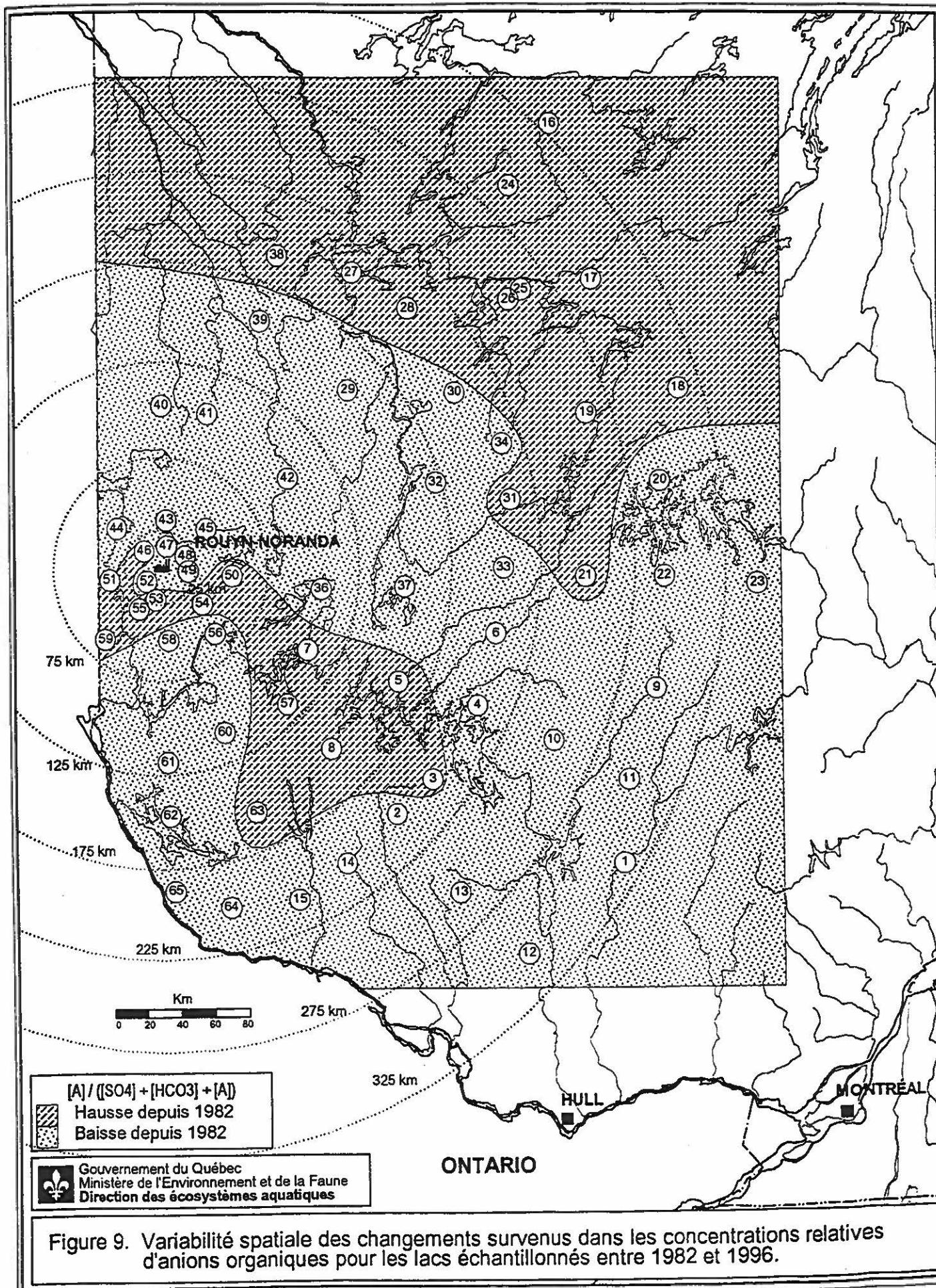
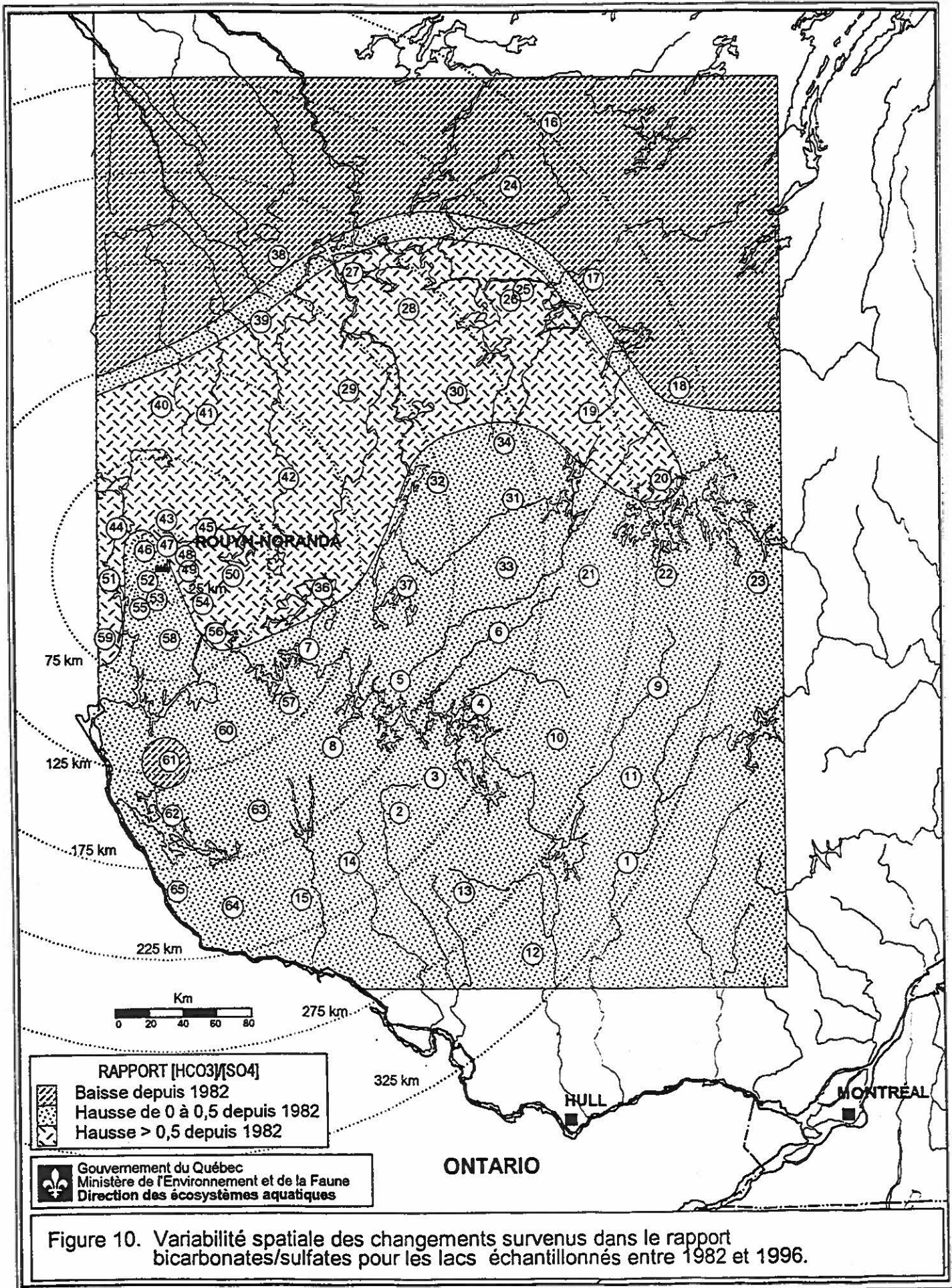


Figure 9. Variabilité spatiale des changements survenus dans les concentrations relatives d'anions organiques pour les lacs échantillonnés entre 1982 et 1996.



Rouyn-Noranda. Finalement, comme pour les bicarbonates de la figure 8, le rapport $[\text{HCO}_3]/[\text{SO}_4]$ a baissé quelque peu dans les lacs de l'extrême nord de la région étudiée.

L'interprétation du rapport bicarbonates/sulfates est toutefois rendu plus difficile en raison de la baisse généralisée des concentrations en cations majeurs, ce qui fait que l'on ne compare plus des échantillons ayant un même niveau de minéralisation. Il faut donc tenir compte de ce facteur pour évaluer si vraiment le taux d'altération chimique des minéraux induit par les sulfates a diminué. Pour y arriver, il faut vérifier si les rapports $[\text{SO}_4]/[\text{Ca}+\text{Mg}]$ ont diminué depuis 1982. Effectivement, la figure 11 montre que la concentration pondérée de sulfates par rapport aux cations basiques (Ca + Mg) a diminué pour 48 lacs parmi 52, ce qui dénote une baisse de l'acidification d'origine anthropique. L'acidification se poursuivrait pour les lacs de l'extrême nord-est (lacs 17 et 24), un des lacs très riches en matière humique (lac 41) et le lac 58 situé au sud de Rouyn-Noranda. Par ailleurs, la figure 12 présentant le changement du rapport alcalinité/cations majeurs montre le phénomène inverse. Le rapport $[\text{Alc}]/[\text{Ca}+\text{Mg}]$ a subi une augmentation entre 1982 et 1996 pour 43 lacs. Cela signifie qu'une amélioration des conditions de neutralisation de l'acidité s'est produite pour ces lacs (moins grande consommation de l'alcalinité totale par les apports acides). Par contre, dix lacs affichent une baisse de ce rapport, ce qui indique que leur acidité totale a augmenté. Nous savons par le biais du rapport sulfates/cations basiques que l'augmentation de l'acidité est liée à un accroissement du rôle relatif des sulfates pour quatre de ces dix lacs. Pour les six autres, la baisse du rapport alcalinité/cations basiques s'explique par une hausse de la contribution organique à l'acidité totale. Ces lacs sont d'ailleurs situés en majorité au nord-est du territoire d'étude, où la contribution organique au bilan ionique est élevée.

3.4 Réversibilité de l'acidification des eaux

L'ensemble des résultats présentés aux tableaux 1 à 3 et aux figures 2 à 12 rendent compte du changement qu'il y a eu sur le plan de la qualité des eaux de surface entre 1982 et 1996. Ce changement va dans le sens d'une amélioration des conditions d'acidité des eaux lacustres.

Ces résultats confirment les observations faites ailleurs au Québec (Bouchard, 1996) et dans le monde (CCRS, 1990 ; EPA, 1995 ; Jeffries *et al.*, 1995 ; Driscoll *et al.*, 1995). Mais comme plusieurs de ces études le mentionnent, le changement n'est pas toujours évident et simple à détecter, la croyance populaire étant qu'une baisse de sulfates devrait être directement compensée par une hausse des pH et des concentrations d'alcalinité totale. Il en va parfois autrement en réalité. Ainsi, en raison de l'influence des processus énoncés aux quatre hypothèses présentées précédemment, la réversibilité de l'acidification est graduelle et non instantanée. Elle s'accompagne en outre de changements importants sur le plan du bilan ionique. La réduction des apports acides en sulfates et nitrates peut donc entraîner une diminution du taux d'altération chimique dans les sols, ce qui se traduit par un plus faible lessivage des cations majeurs (baisse du calcium, du magnésium et de la conductivité) et par une diminution de la production d'alcalinité et d'ions H^+ (Kelly *et al.*, 1995). De plus, le cycle du soufre dans le sol est passablement complexe (Kelly *et al.*, 1995). Des études scientifiques ont montré que par suite de la réduction d'émissions de SO_2 dans la région de Sudbury (Ontario), la baisse des concentrations de sulfates en lac s'est effectuée de manière non linéaire (rapide au début, pour ralentir ensuite et s'étendre sur plusieurs

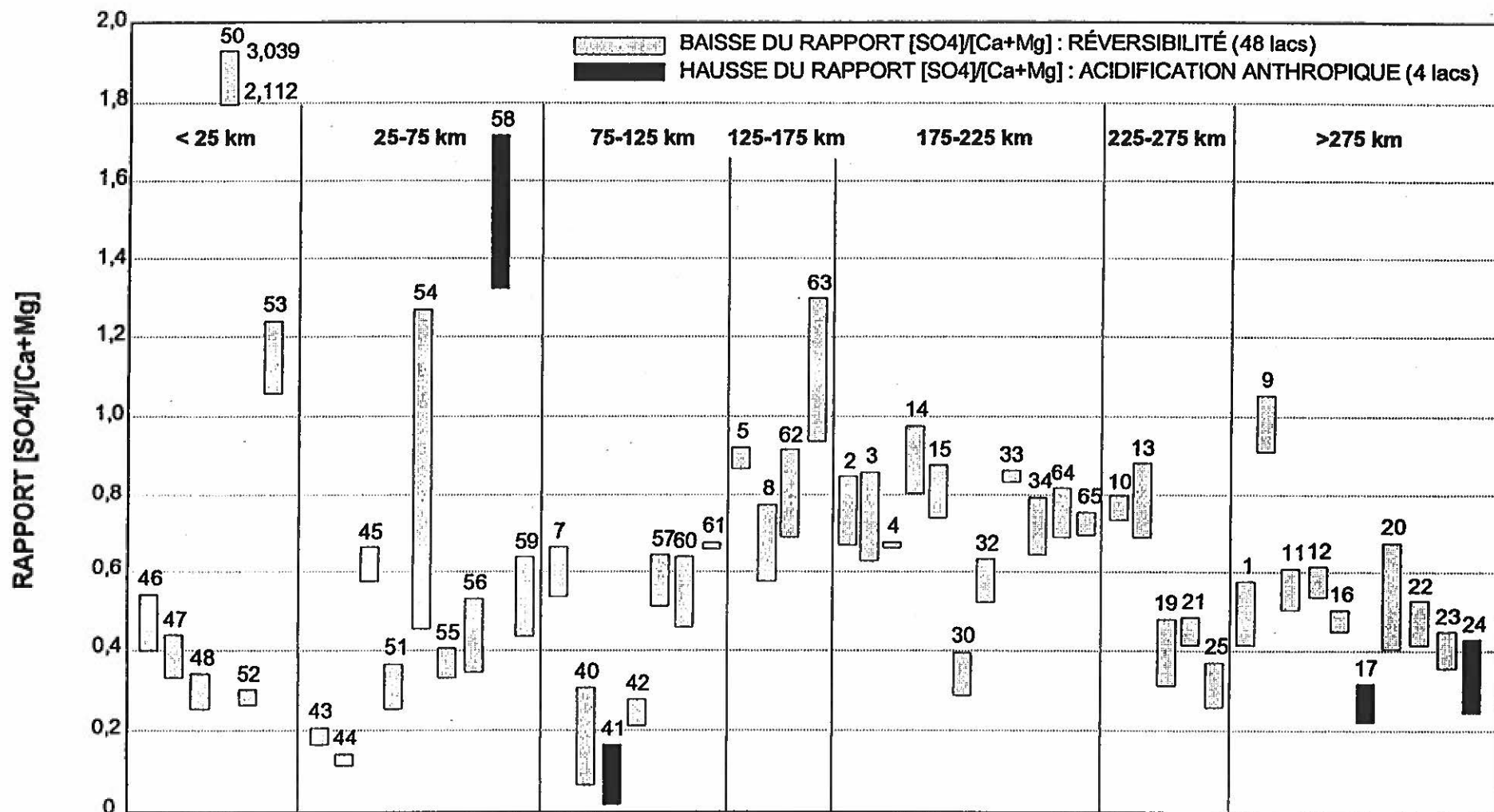


Figure 11. Changement du rapport sulfates/cations majeurs des lacs de la région de Rouyn-Noranda entre 1982 et 1996.

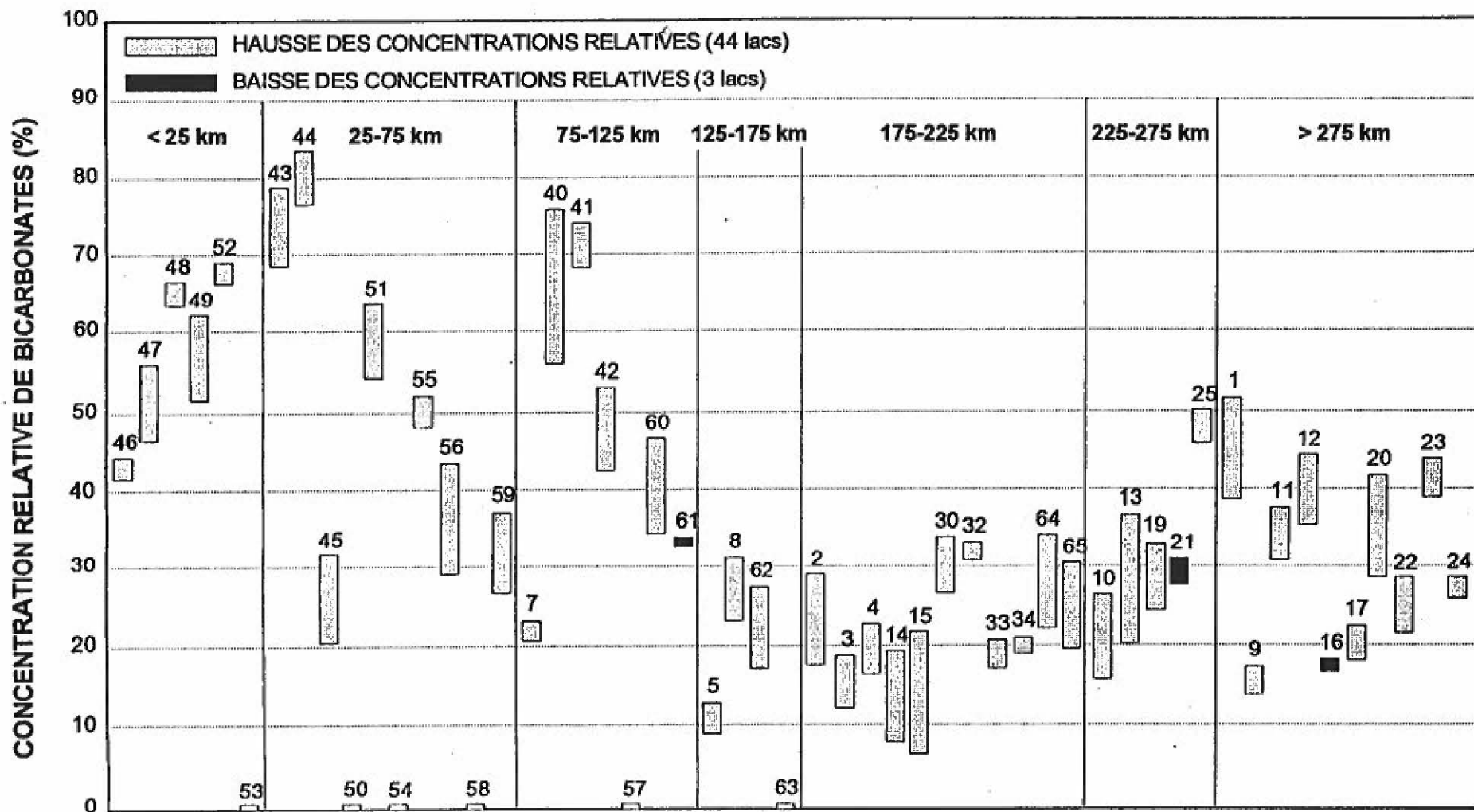


Figure 12. Changement dans les concentrations relatives de bicarbonates pour les lacs de la région de Rouyn-Noranda entre 1982 et 1996.

décennies (CCRS, 1990). Par ailleurs, la chimie des eaux naturelles n'est pas soumise uniquement au système d'équilibre des carbonates. D'autres substances, telles que l'aluminium ($\text{pH} \approx 4,5$), le fer ($\text{pH} \approx 3,5$) et les acides organiques ($\text{pH} \approx 4-5$) (Wright, 1989 ; Sullivan *et al.*, 1996) peuvent mitiger les hausses de pH au même titre que l'alcalinité carbonatée peut tamponner la baisse du même pH.

Les résultats montrent qu'à l'exception des lacs acides colorés, on assiste présentement à un début de réversibilité de l'acidification. L'amélioration des conditions d'acidité, qui se traduit déjà par la baisse des concentrations de sulfates et d'aluminium et la hausse des concentrations relatives de bicarbonates, du rapport $[\text{HCO}_3]/[\text{SO}_4]$ et du rapport $[\text{Alc}]/[\text{Ca}+\text{Mg}]$, devrait se poursuivre avec les réductions d'émissions déjà réalisées, puisque l'équilibre géochimique n'est probablement pas encore atteint. Cette amélioration devrait aussi s'accroître consécutivement aux réductions d'émissions polluantes aux États-Unis, dont la réalisation est prévue d'ici l'an 2010. Ces apports transfrontaliers sont actuellement responsables d'une large part des dépôts acides au Québec méridional. Toutefois, même en tenant compte de toutes les réductions prévues, de nombreux lacs ne bénéficieront pas d'une amélioration de leurs conditions d'acidité.

On peut s'attendre à ce que les lacs acides aux eaux claires situés dans des secteurs qui recevaient de forts dépôts acides d'origine anthropique bénéficient le plus des réductions d'émissions. Quant aux lacs acides aux eaux colorées et aux lacs très fortement acidifiés, il faudra des réductions d'émissions beaucoup plus importantes pour qu'ils puissent être restaurés.

La littérature scientifique s'accorde pour admettre que la réversibilité de l'acidification est possible, tout dépendant des conditions physico-chimiques des lacs et de leur emplacement, mais qu'elle est surtout de nature graduelle (Hauhs, 1988 ; Hauhs et Wright, 1988 ; Cowling et Nilsson, 1995). Il en va différemment de la réversibilité biologique des lacs où les stocks génétiques ont été décimés (Tremblay et Richard, 1993). La recolonisation naturelle ou aidée (dans le cas du poisson) sera possible lorsque les niveaux d'acidité reviendront à un seuil permettant la survie des espèces, mais, la composition de l'écosystème écologique différera très probablement de celle qui était observée à l'origine. Dans les écosystèmes aquatiques qui ont été fortement perturbés par l'acidification, il est probable que les dommages vont demeurer élevés pendant longtemps (Gunn *et al.*, 1995).

Les phénomènes discutés précédemment pourraient expliquer en partie l'amélioration moins importante que prévue de la hausse du pH simulée avec le modèle d'acidification SIGMA/SLAM (Dupont et Grimard, 1989). Le modèle a été en mesure de prédire avec une assez bonne précision le changement qui s'est opéré dans les lacs. Il a toutefois surestimé la hausse attendue de pH pour certains lacs. Cela peut s'expliquer, entre autres choses, par le fait que l'équilibre chimique n'est pas encore atteint pour ces derniers ou que certains facteurs comme les substances humiques ont tamponné la baisse d'acidité. Il est important de préciser que le modèle SIGMA ne prévoyait pas une récupération complète des lacs acides avec les baisses actuellement enregistrées dans les dépôts de sulfates. Il prévoyait une hausse légère qui ne pouvait pas dépasser 5,5 ou même 5,0. Pour récupérer les lacs acides riches en matières organiques gravement endommagés par l'acidification de ce secteur, il faudrait une baisse de dépôts plus marquée encore. Les charges critiques de sulfates pour maintenir un pH de 5,5 ou 6,0 dans les lacs les plus acides de la région

ne dépassent pas 10 kg/ha/an, alors que les retombées actuelles varient entre 15 et 30 kg/ha/an dans les dépôts humides.

3.5 Effet nitrate

L'incidence des nitrates a été sous-estimée au cours des années 1980 en raison de la difficulté d'évaluer leur rôle dans le phénomène de l'acidification. Quelques scientifiques, comme Grennfelt et Hultberg (1986) et Henriksen (1988), s'y sont intéressés, mais ce n'est qu'au début des années 1990 que la communauté internationale a commencé à reconsidérer l'importance des nitrates (NO_3^-) et de l'ammonium (NH_4^+) dans l'acidification. Déjà en 1990, Wright et Hauhs (1991) soulevaient la possibilité qu'un réchauffement climatique ait une incidence majeure sur la libération de nitrates dans les eaux de surface, en accentuant la minéralisation des horizons organiques des sols. Le rôle des nitrates a depuis été rigoureusement examiné dans le cadre du Nitrogen Bounding Study aux États-Unis (Van Sickle et Church, 1995; EPA, 1995) et de plusieurs autres études à l'échelle internationale (Allott *et al.*, 1995; Cowling et Nilsson, 1995). Les résultats obtenus ne sont cependant pas très optimistes.

Des études telles que celles de Hornberger *et al.* (1994), de Stoddard (1994), de Jeffries (1995), de Van Sickle et Church (1995) et de Creed *et al.* (1996) reconnaissent le rôle grandissant des nitrates dans l'acidification des eaux de surface, à long terme. Selon plusieurs de ces études, les concentrations de nitrates demeurent généralement très faibles jusqu'au moment où les sols du bassin versant deviennent saturés en azote (voir l'article de Creed *et al.* (1996) pour une explication plus détaillée de ce processus très complexe). Lorsqu'un tel seuil est atteint, les sols commencent à libérer des nitrates dans les eaux de surface, comme le démontre le concept de vidange (flushing concept) d'Hornberger *et al.* (1994) et le confirment Creed *et al.* (1996). À ce stade, les nitrates deviennent un élément aussi acidifiant que les sulfates, ce qui pourrait avoir pour effet d'augmenter nettement la charge acide dans les eaux de surface de plusieurs secteurs du Québec. Un des signes avant-coureurs de la saturation des sols en azote est l'augmentation significative des concentrations en NO_x durant l'hiver et l'automne. Selon l'étude américaine (EPA, 1995), il ne fait nul doute que les lacs du nord-est des États-Unis (lesquels présentent des conditions de sensibilité similaires à celles des lacs du Québec) verront une détérioration de leur pH dans les 25 à 200 prochaines années (25 à 75 ans pour les lacs de la région des Adirondacks qui partagent les mêmes caractéristiques chimiques que nos lacs). Ce processus pourrait faire doubler le pourcentage de lacs actuellement acides (19 %), et ce, en dépit des réductions d'émissions de SO_2 déjà amorcées aux États-Unis. Selon Driscoll *et al.* (1995), Jeffries (1995) et Bouchard (1996), plusieurs lacs des Adirondacks et de l'est du Canada, dont le lac Laflamme au Québec, seraient déjà en voie d'être affectés par ce phénomène de saturation en azote.

En ce qui concerne les lacs de cette étude, les tests non paramétriques n'ont pas permis de détecter de changement significatif dans les nitrates entre 1982 et 1996, bien que le test de signes ait tout juste failli avec un niveau de signification de 0,06. L'examen des figures 2 et 3 ainsi que des tableaux 2 et 3 montre qu'une augmentation des concentrations moyenne et médiane de nitrates est survenue entre 1982 et 1996. L'examen de la figure 13, qui présente le pourcentage de variation des concentrations entre 1982 et 1996 pour 59 des lacs échantillonnés, laisse croire que

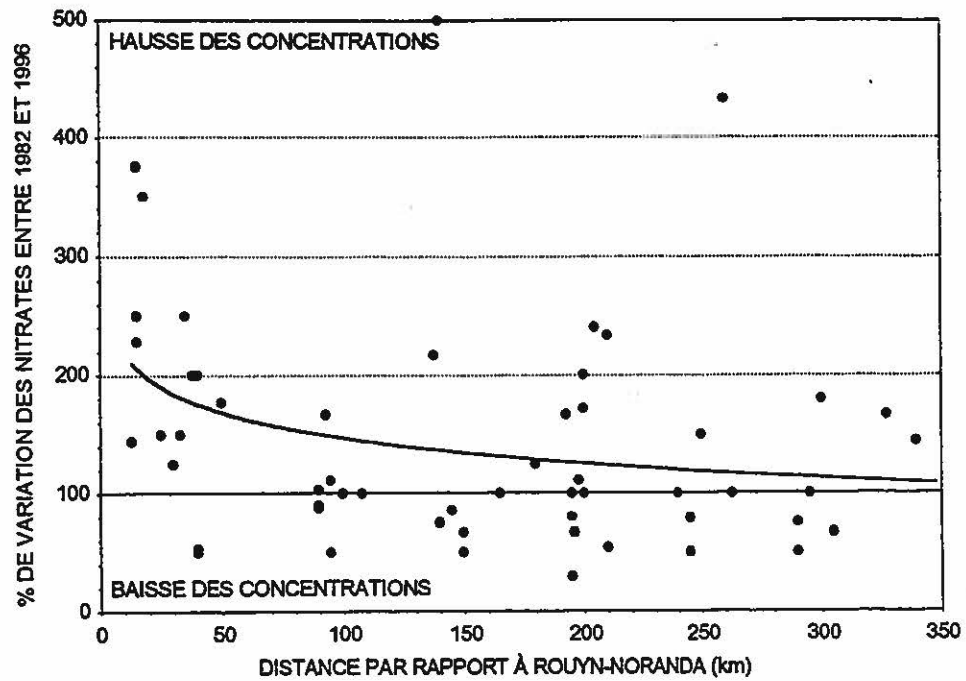


Figure 13. Pourcentage de variation des concentrations de nitrites-nitrates en 1982 et 1996, pour les lacs de la région de Rouyn-Noranda (Les valeurs inférieures à 100 % indiquent une baisse des concentrations, alors que celles au dessus de 100 % traduisent une hausse des teneurs.).

cette hausse serait surtout due à l'accroissement des teneurs en nitrates dans les lacs situés à proximité immédiate de Rouyn-Noranda et au nord-est de celle ville. Les raisons pouvant expliquer ce phénomène restent imprécises, si ce n'est que ces lacs ont tous été fortement affectés par des apports de sulfates avant 1990. Rien ne laisse croire qu'il existe une source locale de nitrates qui puisse expliquer les hausses observées dans ce secteur. L'hypothèse la plus plausible actuellement pour expliquer cet accroissement de nitrates dans les lacs proches de Rouyn-Noranda serait une augmentation du taux de minéralisation des sols. Il est reconnu que l'exposition des horizons supérieurs des sols à de forts dépôts acides (comme cela a été le cas près de Rouyn-Noranda) peut entraîner une hausse de la minéralisation de la matière organique et possiblement contribuer au relargage de nitrates. Si le rôle des nitrates se confirme, le pourcentage actuel de lacs acides, qui se situe entre 7 % et 33 % (moyenne de 19 %) au Québec méridional, pourrait augmenter passablement, comme cela a été démontré aux États-Unis (Van Sickle et Church, 1995; EPA, 1995). Un tel scénario aurait pour effet de masquer les gains environnementaux obtenus récemment par le contrôle des émissions de SO_2 .

4. CONCLUSION

Le résultat des trois campagnes d'échantillonnage de 1982, 1991 et 1996 révèle que les réductions d'émissions de SO_2 ont eu des effets significatifs sur la qualité de l'eau des lacs. Les tests statistiques et le nomogramme de classification montrent que la qualité de l'eau s'est améliorée dans la majorité des lacs, bien que le taux de récupération demeure relativement lent par rapport à ce qui était attendu. Il y a eu une baisse très nette des sulfates et de l'aluminium filtré depuis 1982. Ces outils de détection ont aussi permis de déceler une amélioration nette de l'alcalinité et de la condition des lacs acides aux eaux claires. Par contre, les conditions d'acidité sont demeurées stables pour les lacs acides colorés (L'acidité serait principalement d'origine naturelle dans leur cas.), ce qui pourrait être l'indice d'une récupération beaucoup plus lente. Les réductions d'émissions ont aussi engendré une baisse des concentrations en cations basiques. Cette baisse peut s'expliquer par une diminution du taux d'altération chimique des minéraux par les apports acides, bien que l'hypothèse d'un épuisement ou d'une diminution des réserves de cations dans les sols ne soit pas exclue.

Certains indices laissent croire que les concentrations de nitrates dans les eaux de surface sont en hausse dans certains lacs du Bouclier canadien. Plusieurs études canadiennes et américaines ont démontré qu'il existe un phénomène d'accumulation graduelle des produits azotés dans les sols, et qu'un relargage de nitrates pourrait survenir à long terme (25-75 ans) lorsque le seuil de saturation sera atteint, ce qui se traduirait par une acidification accrue des eaux de surface. Selon ces études, la hausse des teneurs observées dans plusieurs lacs de la région de Rouyn-Noranda serait un signe avant-coureur de la saturation en azote des sols des bassins versants.

L'observation de signes d'amélioration des conditions d'acidité et de qualité des eaux devrait donc nous rassurer sur le bien-fondé des actions entreprises sur le plan des réductions d'émissions. Toutefois, la lenteur de récupération des lacs acides devrait nous inciter à demeurer vigilants afin que les réductions annoncées soient réalisées. Un suivi environnemental des lacs reste donc nécessaire pour s'assurer que les réductions entreprises seront suffisantes pour

recupérer les ressources lacustres endommagées. Un tel suivi est aussi requis pour mieux évaluer le rôle des nitrates dans l'acidification et pour déterminer quels seraient les effets potentiels de l'atteinte du seuil de saturation en azote sur nos ressources lacustres.

BIBLIOGRAPHIE

- BÉRUBÉ, P. et J. DUPONT. 1995. *Utilisation d'un nomogramme de classification des lacs comme outil de gestion des plans d'eau acidifiés*, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la faune et des habitats, Direction des écosystèmes aquatiques, 9 pages.
- BOUCHARD, A. 1996. *Portrait temporel et spatial du niveau d'acidité des eaux de surface du Québec méridional de 1985 à 1995*, Environnement Canada : région de Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, rapport scientifique et technique ST-59, 77 pages.
- BOULET, G. et G. JACQUES. 1995. *Sommaire des données de la qualité des eaux de précipitations 1992-1993*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Envirodoq n° EN950436, rapport n° PA-51, 151 pages.
- BOULET, G. et P. PINARD. 1997. Évolution de la qualité des eaux de précipitations au Québec : 1985 à 1993, *Vision Science, Printemps 1997* : 13-15.
- CARIGNAN, R. 1989. *Géochimie et géochronologie sédimentaire récente de huit lacs du Témiscamingue*, INRS-Eau, Envirodoq n° EN890521, rapport n° QEN/PA-36/1, 142 pages.
- Comité de coordination de la recherche et de la surveillance. 1990. *Rapport canadien d'évaluation de 1990 sur le transport à distance des polluants atmosphériques et sur les dépôts acides - Partie 4 : Effets sur les milieux aquatiques*, Comité fédéral-provincial de coordination de la recherche et de la surveillance, Environnement Canada, 183 pages.
- COWLING, E. et J. NILSSON. 1995. Acidification research : lessons learned from history and visions of environmental futures, *Water, Air and Soil Pollution* 85(1) : 279-292.
- CREED, I.F., L.E. BAND, N.W. FOSTER, I.K. MORRISON, J.A. NICOLSON, R.S. SEMKIN et D.S. JEFFRIES. 1996. Regulation of nitrate-N release from temperate forests : A test of the N flushing hypothesis, *Water Resources research* 32(11) : 3337-3354.
- CRONAN, C.S., W.A. REINERS, R.C. REYNOLDS Jr et G.E. LANG. 1978. Forest floor leaching : Contributions from mineral, organic and carbonic acids in New Hampshire subalpine forests, *Science* 200 : 309-311.
- DRISCOLL, C.T., K.M. POSTEK, W. KRETZER et D.J. RAYNAL. 1995. Long-term trends in the chemistry of precipitation and lake water in the Adirondack region of New York, USA, *Water, Air and Soil Pollution* 85 : 583-588.
- DUPONT, J. 1993. *Bilan de l'acidité des lacs du Québec méridional*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN930031, rapport n° QEN/PA-47/1, 127 pages.
- 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 et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN920422, rapport n° QEN/PA-43/1, 74 pages.
- DUPONT, J. 1988. Influence des rejets atmosphériques d'anhydride sulfureux sur la qualité de l'eau des lacs de la région de Rouyn-Noranda, *Atmosphere-Ocean* 26(3) : 449-466.
- DUPONT, J. 1985. *Étude de la variabilité spatiale de la physico-chimie des lacs de la région de l'Outaouais en relation avec les précipitations acides*, ministère de l'Environnement du Québec, Service de la qualité des eaux, Envirodoq n° EN850744, rapport n° PA-17, 112 pages.
- DUPONT, J. 1984. *Nature et étendue de l'acidification de 64 lacs de la région de Rouyn-Noranda*, ministère de l'Environnement du Québec, Service de la qualité des eaux, Envirodoq n° EN840216, rapport n° PA-9, 128 pages.
- DUPONT, J. et Y. GRIMARD. 1989. A simple dose-effect model of lake acidity in Québec (Canada), *Water, Air and Soil Pollution* 44 : 259-272.
- Environmental Protection Agency. 1995. *Acid deposition feasibility study : a report to Congress*, United States. Environmental Protection Agency, report no. 430-R-95-001, 105 pages.
- GRENNFELT, P. et H. HULTBERG. 1986. Effects of nitrogen deposition on the acidification of terrestrial and aquatic ecosystem, *Water, Air and Soil Pollution* 30 : 945-963.
- GUNN, J., W. KELLER, J. NEGUSANTI, R. POTVIN, P. BECKETT et K. WINTERHALDER. 1995. Ecosystem recovery after emission reductions : Sudbury, Canada, *Water, Air and Soil Pollution* 85 : 1783-1788.

- HAUHS, M. 1988. Reversibility of acidification, P. Mathy [Ed.], *Air Pollution and Ecosystems*, D. Reidel Publishing Co., Boston, p. 407-417.
- HAUHS, M. et R. F. WRIGHT. 1988. *Acid deposition : Reversibility of soil and water acidification - a review*, Commission of the European Communities, Air Pollution Research Series Report 11, 42 pages.
- HENRIKSEN, A., L. LIEN, T.S. TRAAEN, I.S. SEVALDRUD et D.F. BRAKKE. 1988. Lake acidification in Norway - present and predicted chemical state, *Ambio* 17(4) : 259-266.
- HORNBERGER, G.M., K.E. BENCALA et D.M. McKNIGHT. 1994. Hydrological controls on dissolved organic carbon during snowmelt in the Snake River near Montezuma, Colorado, *Biogeochemistry* 25 : 147-165.
- JEFFRIES, D.S. 1995. A preliminary assessment of nitrogen-based fresh water acidification in Southeastern Canada, *Water, Air and Soil Pollution* 85 : 433-438.
- JEFFRIES, D.S., T.A. CLAIR, P.J. DILLON, M. PAPINEAU et M.P. STANTON. 1995. Trends in surface water acidification at ecological monitoring sites in Southeastern Canada (1981-1993), *Water, Air and Soil Pollution* 85 : 577-582.
- KELLY, C.A., J.A. AMARAL, M.A. TURNER, J.W.M. RUDD, D.W. SCHINDLER et M.P. STANTON. 1995. Disruption of sulfur cycling and acid neutralization in lakes at low pH, *Biogeochemistry* 28 : 115-130.
- LEDUC, R., G. BOULET, P. WALSH, C. CHHEM, J. DUPONT, R. PAQUIN et R. OUMET. 1996. *Les précipitations acides au Québec : état de la situation (1996)*, ministère de l'Environnement et de la Faune, ministère des Ressources naturelles, Envirodoq n° EN960193, rapport n° PA-52, 49 pages.
- LELIÈVRE, C., M. LACHANCE et J.-P. FORTIN. 1985. *Modèle québécois de transport à grande distance des polluants atmosphériques*, INRS-Eau, rapport PA-16, 213 pages.
- LIKENS, G.E., C.T. DRISCOLL et D.C. BUSO. 1996. Long-term effects of acid rain : response and recovery of a forest ecosystem, *Science* 272 : 244-246.
- McNICOL, D.K., M.L. MALLORY et C.H.R. WEDELES. 1995. Assessing biological recovery of acid-sensitive lakes in Ontario, Canada, *Water, Air and Soil Pollution* 85 : 457-462.
- STATSOFT. 1991. *CSS : Statistica*, Statsoft Inc., Tulsa, OK, USA.
- STODDARD, J.L. 1994. Long-term changes in watershed retention of nitrogen : its causes and aquatic consequences, Baker, L.A. [Ed.], *Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs*, Advances in Chemistry Series no. 237, American Chemical Society, Washington, D.C., pp. 223-284.
- SULLIVAN, T.J., B.J. COSBY, C.T. DRISCOLL, D.F. CHARLES et H.F. HEMOND. 1996. Influence of organic acids on model projections of lake acidification, *Water, Air and Soil Pollution* 91 : 271-282.
- TREMBLAY, S. et Y. RICHARD. 1993. Effects of acidity on fish communities in southwestern Québec (Canada), *Water, Air and Soil Pollution* 66 : 315-331.
- Van SICKLE, J. et M.R. CHURCH. 1995. *Nitrogen Bounding Study: Methods for estimating the relative effects of sulfur and nitrogen deposition on surface water chemistry*, United States Environmental Agency, Corvallis, Oregon, USA, 121 pages.
- WRIGHT, R.F. et M. HAUHS. 1991. Reversibility of acidification : soils and surface waters, p. 169-192, Last, F.T. et R. Watling [Eds], *Acidic Deposition - Its Nature and Impacts*, The Royal Society of Edinburgh, 343 pages.
- WRIGHT, R.F. 1989. RAIN Project : Role of organic acids in moderating pH change following reduction in acid deposition, *Water, Air and Soil Pollution* 46 : 251.

Annexe 1. Données recueillies sur 62 des 65 lacs du Projet Noranda en mars 1996.

NO	LAT	LONG	STATION	ANNEE	pH	pHE	ALC	SO4	H	COUL	COD	CID	TAN	TURB	NOx	NH4	NT	PT	SI	COND	Cl	F	Ca	Mg	Na	K	Fe	Mn	F-Al	Al3+	FOND	INT	REMARQUE	
1	46,75972	-75,40417	04080096	1996	6,50	7,34	9,0	6,2		9,0	4,3	3,2	0,6	0,4	0,09	0,05	0,19	< 0,010	5,0	37,8	0,3	0,04	4,8	0,8	0,8	0,5	0,043	0,008	0,010	0,010	6,0	5,0		
2	47,01333	-77,20278	04130014	1996	6,25	6,84	2,9	5,0		10,0	4,3	1,2	0,7	0,3	0,05	0,02	0,14	< 0,010	2,9	21,8	0,2	0,06	2,1	0,6	0,8	0,5	0,046	0,006	0,010	0,010	13,0	5,0		
3	47,19361	-76,91944	04300090	1996	6,92	6,50	2,0	4,8		25,0	7,4	0,7	1,3	0,4	0,04	0,04	0,18	< 0,010	2,7	21,5	0,3	0,04	2,2	0,6	0,7	0,4	0,182	0,021	0,070	0,010	3,0	2,0		
4	47,56944	-76,55417	04300091	1996	5,97	6,57	1,9	3,9		26,0	5,8	0,8	1,2	0,7	0,10	0,03	0,20	< 0,010	4,1	16,3	0,2	0,06	1,6	0,5	0,6	0,3	0,304	0,033	0,040	0,010	9,0	5,0		
5	47,69306	-77,18333	04300092	1996	5,40	6,06	0,8	4,8		19,0	5,0	0,7	1,0	0,4	0,06	0,03	0,15	< 0,010	4,5	18,1	0,3	0,04	1,3	0,6	0,6	0,3	0,164	0,026	0,090	0,010	30,0	5,0		
6	47,93694	-76,40694	04300093	1996																														Pas fait
7	47,85694	-77,90694	08010017	1996	5,61	6,30	2,9	4,4		66,0	13,0	1,7	2,8	0,5	0,05	0,09	0,31	< 0,010	3,6	23,6	0,3	0,06	2,1	0,8	1,0	0,6	0,324	0,036	0,200	0,010	3,0	2,0		
8	47,35000	-77,72917	04190008	1996	5,88	6,61	3,7	5,0		26,0	6,7	2,3	1,3	0,5	0,13	0,02	0,26	< 0,010	4,4	24,5	0,3	0,04	2,6	0,6	0,9	0,4	0,181	0,036	0,090	0,010	7,0	5,0		
9	47,65556	-75,14500	04080091	1996	5,83	6,32	1,0	3,7		9,0	2,6	0,7	0,5	0,5	0,04	0,03	0,11	< 0,010	3,5	12,6	0,2	0,04	1,2	0,3	0,6	0,2	0,164	0,022	0,050	0,020	20,0	5,0		
10	47,39167	-75,95417	04080098	1996	6,09	6,59	2,1	4,0		9,0	3,8	0,9	0,7	0,2	0,04	< 0,02	0,13	< 0,010	2,1	16,4	0,2	0,04	1,6	0,4	0,6	0,3	0,072	0,006	0,010	0,010	12,0	5,0		
11	47,19028	-75,36667	04080099	1996	6,39	6,98	5,0	5,2		22,0	6,0	1,6	1,1	0,3	0,10	0,03	0,24	< 0,010	3,9	27,5	0,3	0,16	3,3	0,6	0,7	0,5	0,086	0,004	0,070	0,010	9,0	5,0		
12	46,29444	-76,17083	04080100	1996	6,57	7,21	7,3	6,8		8,0	4,1	2,2	0,6	0,2	0,02	0,03	0,14	< 0,010	1,5	34,5	0,4	0,06	4,2	0,6	0,9	0,5	0,022	0,002	0,020	0,010	25,0	5,0		
13	46,60972	-76,70694	04080101	1996	6,18	7,04	4,2	5,4		8,0	3,5	1,8	0,5	0,4	0,11	0,03	0,22	< 0,010	1,7	24,5	0,3	0,04	2,3	0,6	0,9	0,5	0,022	0,009	0,010	0,010	5,0	4,0		
14	46,76250	-77,60833	04190009	1996	5,81	6,41	2,0	5,8		18,0	5,8	1,3	1,1	0,5	0,04	0,05	0,16	< 0,010	1,9	22,7	0,3	0,04	2,0	0,6	0,8	0,4	0,149	0,030	0,050	0,010	8,0	5,0		
15	46,57639	-77,99028	04190010	1996	5,70	6,57	2,9	7,1		32,0	8,2	2,2	1,5	0,9	0,12	0,06	0,25	< 0,010	6,0	29,8	0,4	0,06	2,8	0,7	1,2	0,4	0,316	0,057	0,120	0,030	3,0	2,0		
16	50,52222	-75,95833	08070056	1996	5,43	5,74	0,9	1,7		55,0	8,9	0,8	2,7	0,5	0,05	0,02	0,13	< 0,050	4,8	12,6	0,4	0,04	1,1	0,3	0,8	0,2	0,267	0,011	0,190	0,020	30,0	5,0		
17	49,73056	-75,62778	08070057	1996	5,50	6,00	1,8	1,9		74,0	11,1	1,8	3,3	0,8	0,06	0,03	0,18	< 0,050	6,4	15,6	0,3	0,04	1,7	0,5	0,7	0,1	0,366	0,012	0,250	0,010	6,0	5,0		
18	49,18333	-74,95000	08070058	1996	6,12	6,80	5,3	2,6		66,0	10,9	2,3	2,9	0,8	0,08	< 0,02	0,18	< 0,010	5,6	22,4	0,4	0,04	2,9	0,8	0,7	0,3	0,319	0,014	0,160	0,010	8,0	5,0		
19	49,05833	-75,67222	08070059	1996	6,11	6,42	2,5	2,0		36,0	7,0	1,0	1,9	0,3	0,07	< 0,02	0,14	< 0,010	2,6	15,3	0,3	0,04	1,6	0,6	0,5	0,2	0,088	0,008	0,070	0,010	30,0	5,0		
20	48,71194	-75,10000	05010067	1996	6,35	6,76	2,7	2,1		10,0	3,5	1,0	0,7	0,2	< 0,02	< 0,02	0,08	< 0,010	2,5	14,0	0,3	0,04	1,5	0,4	0,6	0,2	0,027	0,003	0,020	0,020	8,0	5,0		
21	48,22500	-75,68611	05010068	1996	5,62	6,43	2,3	2,4		52,0	8,7	1,8	2,7	0,9	0,07	0,03	0,23	0,010	6,3	16,8	0,3	0,04	1,4	0,6	0,8	0,4	0,363	0,013	0,140	0,020	10,0	5,0		
22	48,22500	-75,07222	05010069	1996	6,94	6,67	2,5	2,6		59,0	7,4	1,0	2,3	1,8	0,03	0,02	0,15	0,010	3,4	16,4	0,3	0,04	1,6	0,6	0,7	0,3	0,196	0,011	0,080	0,010	5,0	4,0		
23	48,18694	-74,33972	05010070	1996	6,26	6,92	4,7	3,0		35,0	6,3	1,9	1,7	0,7	0,13	< 0,02	0,27	0,010	7,4	21,8	0,4	0,04	2,1	0,8	0,9	0,5	0,333	0,013	0,070	0,010	12,0	5,0		
24	50,20556	-76,28056	08070060	1996	6,00	6,48	2,3	2,3		40,0	7,8	0,8	1,9	0,8	0,02	0,02	0,13	< 0,010	5,7	15,5	0,5	0,06	1,4	0,5	0,8	0,3	0,233	0,010	0,180	0,030	6,0	5,0		
25	49,67778	-76,18750	08070061	1996	6,56	7,22	9,0	3,6		51,0	11,0	2,8	2,2	4,2	0,09	0,03	0,28	0,015	4,9	32,9	0,4	0,06	3,2	1,5	1,3	0,5	0,245	0,025	0,250	0,040	3,0	2,0		
26	49,62778	-76,28750	08070062	1996	6,17	7,21	12,0	3,4		130,0	23,0	5,0	5,1	4,7	0,26	0,03	0,31	0,020	11,0	44,3	0,6	0,08	4,8	2,1	1,5	0,6	0,951	0,110	0,400	0,010	2,0	1,0		
27	49,76389	-77,53333	08070063	1996	6,49	7,41	17,0	3,7		123,0	27,0	5,6	5,3	2,2	0,09	0,07	0,24	0,010	7,3	52,0	0,5	0,06	6,4	2,2	1,7	0,6	0,738	0,166	0,310	0,010	3,0	2,0		
28	49,58333	-77,08889	08070064	1996	5,89	7,05	10,0	< 0,5		213,0	24,0	6,8	6,4	4,1	0,12	0,36	0,49	0,010	11,3	34,2	0,8	0,06	3,8	1,0	1,2	0,7	4,420	0,077	0,330	0,010	2,0	1,0		
29	49,17361	-77,57080	08070065	1996	5,97	7,27	22,0	< 0,5		163,0	27,0	13,6	8,0	4,6	< 0,02	0,62	0,62	0,025	12,0	58,0	1,0	0,04	5,4	2,0	1,7	0,8	5,530	0,075	0,420	0,010	1,5	1,0		
30	49,16111	-76,71944	08070066	1996	6,24	6,85	4,3	2,9		59,0	12,2	1,6	2,4	0,6	0,05	0,02	0,20	0,010	5,6	23,0	0,4	0,06	3,0	0,7	0,8	0,3	0,306	0,014	0,200	0,010	6,0	5,0		
31	48,61667	-76,28056	08070067	1996	5,75	6,32	1,7	3,0		28,0	5,7	1,0	1,5	0,3	0,03	0,03	0,13	< 0,010	4,1	14,5	0,3	0,04	1,4	0,3	0,9	0,2	0,148	0,011	0,120	0,010	7,0	5,0		
32	48,70278	-76,87361	08070068	1996	6,25	6,81	3,0	4,5		29,0	6,8	1,3	1,5	0,5	0,07	< 0,02	0,15	< 0,010	7,8	24,5	0,3	0,04	2,4	0,7	1,3	0,4	0,143	0,010	0,110	0,010	7,0	5,0		
33	48,26667	-76,33889	08070069	1996	5,66	6,12	1,2	3,8		6,0	2,6	1,0	0,4	0,6	0,04	0,02	0,13	< 0,010	1,3	15,0	0,2	0,04	1,4	0,3	0,6	0,3	0,096	0,026	0,020	0,020	13,0	5,0		
34	48,90139	-76,34444	08070070	1996	5,56	6,06	1,6	3,6		35,0	6,8	1,3	1,7	0,8	0,07	0,06	0,21	< 0,010	4,8	17,8	0,4	0,04	1,5	0,5	0,8	0,4	0,234	0,014	0,110	0,010	2,0	1,0		
36	48,16306	-77,79667	08010018	1996	6,71	7,63	22,0	3,3		99,0	16,0	6,9	3,4	68,0	0,33	0,05	0,65	0,060	4,7	69,0	2,0	0,13	7,4	3,8	2,6	1,7	2,150	0,059	0,240	0,240	2,0	1,0		
37	48,17417	-77,12500	08070071	1996	6,11	7,31	12,0	2,7		81,0	15,8	5,6	3,6	1,1	0,10	0,27	0,60	0,015	3,3	39,5	0,4	0,04	5,3	1,1	0,9	0,4	1,290	0,240	0,200	0,010	1,5	1,0		
38	49,85000	-78,12222	08070072	1996																														Pas d'eau
39	49,52222	-78,26389	08010019	1996	6,75	8,28	102,0	3,0		71,0	14,8	30,0	2,1	5,4	< 0,02	0,10	0,26	0,050	14,3	194,0	1,5	0,06	27,0	6,6	3,2	1,0	2,780	0,370	0,100	0,040	1,0	0,7		
40	49,09861	-79,05000	08010020	1996	6,23	7,45	25,0	2,0		49,0	5,6	12,6	1,6	1,7	< 0,02	0,82	1,08	0,040	13,1	59,0	0,2	0,04	10,7	1,2	1,3	0,6	4,110	0,058	0,060	0,020	1,0	0,5	Pas beaucoup d'eau	
41	49,05556	-78,68889	08010021	1996	6,90	7,73	25,0	4,7		34,0	8,1	6,9	1,3	13,0	0,18	0,02	0,31	0,025	5,9	62,0	0,2	0,06	7,7	2,6	1,3	0,7	0,393	0,026	0,100	0,010	2,0	1,0		
42	48,72444	-78																																

Annexe 1 (suite)

NO	LAT	LOX	STATION	ANNEE	pH	pHE	ALC	SO4	H	COUL	COD	CID	TAN	TURB	NOx	NH4	NY	PT	SI	COND	Cl	F	Ca	Mg	Na	K	Fe	Mn	F-Al	AB+	FOND	INT	REMARQUE
53	48,11389	-79,10000	04300099	1996	4,95	5,36	< 0,1	6,8	19	31,0	6,8	1,2	1,4	0,7	0,04	0,12	0,26	< 0,010	1,2	26,0	0,2	0,04	1,7	0,6	0,7	0,3	0,377	0,072	0,130	0,060	3,0	2,0	
54	48,09222	-78,73611	04300100	1996	4,81	4,98	2,2	2,5		178,0	23,0	3,6	8,0	0,8	0,03	0,25	0,39	0,020	6,3	28,0	0,4	0,06	1,3	0,6	0,6	0,3	2,860	0,035	0,410	0,010	2,5	1,5	
55	48,06667	-79,23472	04300101	1996	6,64	7,44	15,0	6,6		20,0	14,8	4,4	1,2	1,0	0,03	0,22	0,51	< 0,010	1,0	52,0	0,4	0,05	4,9	2,0	1,5	0,9	0,116	0,031	0,030	< 0,010	2,0	1,0	
56	47,94167	-78,63750	04300102	1996	6,42	7,14	8,0	5,3		36,0	10,8	3,2	1,7	2,7	0,10	< 0,02	0,24	< 0,010	2,7	36,4	0,3	0,04	3,6	1,6	1,2	0,5	0,201	0,018	0,110	0,010	3,0	2,0	
57	47,57917	-78,06944	04300103	1996	4,57	4,76	< 0,1	2,7	44	105,0	17,2	1,6	4,8	0,4	0,04	0,05	0,19	< 0,010	7,1	24,5	0,3	0,06	1,4	0,5	0,7	0,3	0,619	0,026	0,270	< 0,050	6,0	5,0	
58	47,90833	-79,00139	04300104	1996	4,97	5,32	0,1	7,0	17	5,0	3,4	0,4	0,5	0,5	0,02	0,05	0,12	< 0,010	1,1	22,8	0,2	0,04	1,2	0,3	0,5	0,2	0,168	0,020	0,100	0,070	5,0	4,0	
59	47,91667	-79,51389	04300105	1996	7,08	7,20	8,6	7,6		55,0	13,3	3,9	2,3	3,5	0,30	0,04	0,44	< 0,010	5,8	45,0	0,5	0,07	4,3	1,8	1,5	0,7	0,330	0,048	0,210	0,020	3,0	2,0	
60	47,43611	-78,56667	04300106	1996	6,37	7,14	6,4	5,3		11,0	3,7	2,4	0,6	0,4	0,10	< 0,02	0,16	< 0,010	3,8	30,6	0,3	0,04	3,8	0,6	0,8	0,5	0,108	0,011	< 0,010	< 0,010	6,0	5,0	
61	47,28472	-79,01667	04300107	1996	6,08	6,95	4,9	7,8		12,0	4,6	2,1	0,8	0,3	0,06	0,07	0,18	< 0,010	3,0	33,4	0,3	0,04	3,2	1,0	0,7	0,8	0,023	0,022	0,040	0,010	3,0	2,0	
62	47,00833	-79,00000	04260005	1996	6,15	6,76	2,8	5,5		9,0	3,6	1,3	0,6	0,3	0,05	0,03	0,13	< 0,010	1,8	23,4	0,3	0,08	2,0	0,8	0,7	0,5	0,083	0,013	0,020	0,010	6,0	5,0	
63	47,02778	-78,32222	04260006	1996	4,77	5,02	< 0,1	5,0	29	40,0	7,9	1,4	1,8	0,7	0,06	0,07	0,19	< 0,010	2,4	22,9	0,4	< 0,04	1,4	0,5	0,4	0,4	0,307	0,049	0,110	0,030	3,0	2,0	
64	46,53889	-78,53333	04210003	1996	5,98	6,91	4,4	6,3		13,0	4,6	2,6	0,7	0,9	0,07	0,17	0,25	< 0,010	4,6	29,5	0,3	0,04	2,7	0,7	0,9	0,6	0,210	0,055	0,030	< 0,010	6,0	5,0	
65	46,62222	-78,96944	04300108	1996	6,31	7,01	4,7	8,2		8,0	4,8	1,8	0,6	0,4	0,02	0,05	0,13	< 0,010	2,1	32,9	0,4	0,06	3,1	1,1	0,7	0,6	0,014	0,005	0,010	0,010	20,0	5,0	

N.B. Les données d'échantillonnage recueillies en 1982 et 1991 peuvent être consultées dans les rapports techniques de Dupont (1984) et Dupont (1992) ou obtenues sur demande auprès de l'auteur
(Téléphone : 418-521-3820 (4738) - Courrier électronique : jacques.dupont@mef.gouv.qc.ca)

Liste des données analysées dans les échantillons recueillis sur les lacs à doré de la région de Beauce au Témiscamingue.

NO	LAT	LOX	STATION	ANNEE	pH	pHE	ALC	SO4	H	COUL	COD	CID	TAN	TURB	NOx	NH4	NY	PT	SI	COND	Cl	F	Ca	Mg	Na	K	Fe	Mn	F-Al	AB+	FOND	INT	REMARQUE
71	47,26420	-78,21780	Babinet	1996	5,79	6,27	1,2	6,2		8,0	3,5	0,6	0,5	0,3	0,02	0,02	0,13	< 0,010	1,6	21,6	0,2	< 0,02	1,8	0,5	0,7	0,6	0,051	0,040	0,040	< 0,010	9,0	5,0	
72	47,25560	-78,43420	Ross	1996	5,68	6,25	1,6	5,2		26,0	5,8	0,8	1,3	0,4	0,08	0,03	0,23	< 0,010	4,3	22,0	0,4	0,07	1,8	0,5	0,9	0,6	0,203	0,031	0,150	0,030	20,0	5,0	
73	47,22250	-78,70640	Cinq Milles	1996	6,03	6,51	1,7	6,4		14,0	4,5	0,7	0,8	0,4	0,07	0,03	0,21	< 0,010	3,0	23,8	0,3	0,04	2,1	0,6	0,8	0,6	0,123	0,014	0,080	0,030	20,0	5,0	
74	47,04940	-78,60110	Regenzie	1996	6,14	6,64	2,2	7,1		8,0	4,5	0,8	0,6	0,3	0,03	0,02	0,13	< 0,010	2,8	25,5	0,3	0,04	2,3	0,7	0,8	0,6	0,037	0,007	0,040	< 0,010	15,0	5,0	
75	47,14830	-78,05320	Pois Blanc	1996	6,24	6,75	3,6	7,1		25,0	7,4	1,2	1,3	0,6	0,07	0,02	0,22	< 0,010	5,0	29,5	0,4	0,05	2,8	0,7	1,1	0,7	0,149	0,013	0,080	0,020	7,0	5,0	
76	46,86640	-78,58940	McKilop	1996	5,98	6,43	2,2	6,9		17,0	5,4	1,0	1,0	0,3	0,06	0,04	0,21	< 0,010	2,8	26,3	0,4	0,09	2,3	0,6	0,8	0,6	0,115	0,028	0,070	< 0,010	8,0	5,0	
77	46,92030	-78,61720	Pants	1996	5,99	6,44	1,8	7,5		11,0	4,6	0,7	0,7	0,4	0,05	0,03	0,18	< 0,010	2,4	26,0	0,4	0,10	2,3	0,6	0,8	0,6	0,091	0,029	0,070	0,020	14,0	5,0	
78	47,16170	-78,20080	Sandeau	1996	6,14	6,67	2,7	6,8		18,0	7,0	1,0	1,1	0,4	0,11	0,03	0,27	< 0,010	4,0	29,0	0,4	0,04	2,7	0,8	1,1	0,8	0,076	0,007	0,070	0,010	15,0	5,0	
79	47,41580	-78,28830	Bey	1996	5,78	6,35	1,3	6,0		11,0	3,9	0,7	0,7	0,4	0,06	< 0,02	0,17	< 0,010	2,9	21,2	0,3	0,06	1,7	0,5	0,8	0,6	0,081	0,014	0,050	0,010	11,0	5,0	
80	46,72170	-78,04360	Rame	1996	5,91	6,49	1,8	6,4		11,0	4,9	0,8	0,7	0,4	0,06	0,04	0,21	< 0,010	2,3	23,0	0,4	0,06	2,1	0,5	0,9	0,5	0,115	0,032	0,050	0,010	15,0	5,0	



Notre mission

Assurer,
dans une
perspective
de développement
durable,
la protection
de l'environnement,
la conservation
et la mise en valeur
de la faune
et de son habitat.



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