

OBSERVATIONS PRELIMINAIRES SUR L'IMPACT
POTENTIEL DES PRECIPITATIONS ACIDES SUR
LA FAUNE ICHTYENNE DU PARC NATIONAL DE
LA MAURICIE

OBSERVATIONS PRELIMINAIRES SUR
L'IMPACT POTENTIEL DES PRECIPITATIONS ACIDES SUR LA FAUNE ICHTYENNE
DU PARC NATIONAL DE LA MAURICIE

par

Jean-Yves Charette

Environnement Canada
Direction générale des eaux intérieures
Région du Québec

Le 15 décembre 1981

INTRODUCTION

Le déclin des populations ichtyennes dans les lacs peu minéralisés, exposés aux précipitations acides a été rapporté en Norvège (Leivestad et al. 1976.) en Suède (Almer et al. 1974.) et au Canada (Beamish & Harvey 1972.). Dans tous les cas, les lacs affectés étaient caractérisés par une faible capacité tampon (capacité de neutralisation de l'acidité) et l'assise rocheuse des bassins versants était principalement constituée de roches à forte concentration en silice (granites et quartzites). Au Québec, ce type de roche se retrouve entre autre dans la province géologique de Grenville à laquelle appartient le Parc National de la Mauricie. Les données de CANSAP (1977-1979) indiquent que la région du Parc de la Mauricie reçoit des précipitations acides, dont le pH moyen varie entre 4.1 et 4.3. L'acidité des précipitations et la nature de l'assise rocheuse font du Parc National de la Mauricie une région potentiellement très susceptible à l'acidification.

Afin d'évaluer l'impact des précipitations acides sur les lacs de cette région de la province de Québec, la Direction Générale des Eaux Intérieures a procédé à l'analyse de la qualité de l'eau de 22 lacs₁ répartis dans les 3 principaux sous-bassins hydrographiques du parc national (St-Maurice, Mattawin, Wapizagonke). Ces analyses ont révélé que la majorité des lacs échantillonnés étaient acidifiés. Conséquence de l'acidification, dans plusieurs cas les concentrations en aluminium dépassent le seuil que l'on considère critique pour les populations ichtyennes ($11 \mu\text{eq/l}$). Dans ce rapport, nous discutons brièvement du résultat des analyses de août 1980 et de janvier 1981, et tentons de déterminer s'il existe une relation entre les concentrations en aluminium et la condition des populations d'Ombre de fontaine (Salvelinus fontinalis) dans les lacs échantillonnés.

1 Les caractéristiques morphométriques ainsi que la localisation de ces lacs apparaissent à l'annexe A. Les critères de sélection et la méthodologie d'échantillonnage apparaissent dans Magnan 1981.

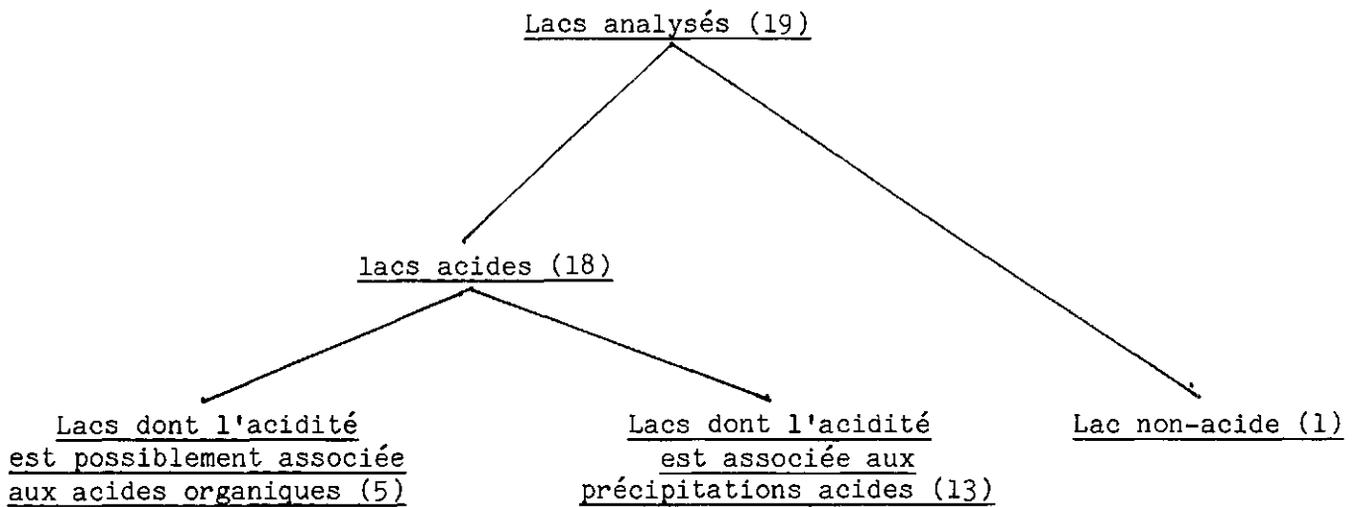
L'ACIDIFICATION DANS LE PARC DE LA MAURICIE

Après le rejet des lacs pour lesquels le calcul du bilan ionique suggère une erreur d'analyse (3 lacs), nous avons appliqué le modèle de Henriksen (1979) aux 19 lacs restants afin d'identifier les lacs caractérisés par un problème d'acidification.

Les résultats indiquent que tous les lacs analysés sauf le lac Solitaire sont acidifiés (figure 1). Parmi les lacs acides, nous avons distingué deux groupes de lacs:

- 1) Ceux où la couleur (> 60 unités Pt) indique que l'acidité peut être attribuée à la présence d'acides organiques (5 lacs), sans toutefois exclure la possibilité d'un problème d'acidification.
- 2) Ceux où la couleur est faible (< 60 unités Pt) indiquant une acidité suspecte (13 lacs). Selon le modèle de Henriksen, ces lacs seraient anormalement acides et probablement affectés par les précipitations acides.

Figure 1 IMPACT DES PRECIPITATIONS ACIDES SUR 19 LACS
DU PARC NATIONAL DE LA MAURICIE
SELON LE MODELE D'HENRIKSEN



Lac au Bouleau
 Lac du Coude
 Lac Alice
 Lac Laizeau
 Lac Hamel-est

Lac Hamel-ouest
 Lac du Sud-Est
 Lac Pimbina nord
 Lac du Genevrier
 Lac Avalon
 Lac Adolphe
 Lac Pimbina sud
 Lac Jean
 Lac Formont
 Lac Théode
 Lac Danieau
 Lac du Rocher
 Lac Dion

Lac Solitaire

() = nombre de lacs

IMPACT POTENTIEL DE L'ACIDIFICATION

Les lacs acidifiés qui ont perdu la capacité tampon des carbonates et qui maintiennent des niveaux de pH chroniquement faibles sont généralement dépourvus de faune ichthyenne. Les mortalités de poissons qui ont été observées dans les lacs acides peu tamponnés ont été associées au stress résultant des variations extrêmes de pH et à la concentration élevée de cations métalliques. Ce stress peut entraîner une réduction du taux de croissance, la faillite du recrutement et l'altération de la structure des populations. L'aluminium a été identifié comme principal toxique présent dans les milieux aquatiques acidifiés (Schofield 1980).

Cronan & Schofield (1979) ont observé des réductions significatives du taux de croissance chez les Ombles de fontaine soumises à des concentrations de 11 à 33 μ eq Al/l. Le seuil critique pour la faune ichthyenne a été estimé par Everhart & Freeman (1973) à 11 μ eq Al/l. Cronan & Schofield (1979) ont par ailleurs démontré que 22 μ eq Al/l (ph: 4.4. - 5.9) était effectivement toxique pour l'Ombles de fontaine.

La région des Monts La Cloche en Ontario est maintenant reconnue comme acidifiée (Beamish et Harvey 1972). Lors d'un inventaire faunique (1972-1973), aucune espèce de poisson ne fut capturée dans 28% des 68 lacs inventoriés. Dans les autres lacs, le nombre d'espèces est apparu significativement réduit (Harvey, 1975) et le nombre d'espèces a continué à décroître depuis 1973 (Harvey et Lee 1980). L'analyse de la qualité des lacs de la région a révélé que 70% des lacs avaient des concentrations en aluminium supérieures à 11 μ eq/l. Les concentrations observées variaient de 4 à 82 μ eq Al/l. L'analyse de la qualité de l'eau des lacs du Parc National de la Mauricie révèle (tableau 2) que 72% des lacs ont des concentrations en aluminium supérieures à 11 μ eq/l. Les valeurs observées varient peu au cours de l'année et se situent entre 3 μ eq/l et 50 μ eq/l pour les périodes considérées (août 1980 et janvier 1981).

Les concentrations apparaissent significativement plus importantes dans les lacs où la matière organique est abondante (couleur > 60 unités Pt). Ceci suggère qu'une partie importante de l'aluminium mesuré peut être liée à la matière organique.

Les études de Dickson (1978) et de Baker (Baker & Schofield, 1980) démontrent que l'aluminium associé à la matière organique est moins toxique que les espèces hydroxides ($Al_m(OH)_n$). La toxicité potentielle de l'aluminium dans les lacs où la matière organique est importante (couleur > 60 unités Pt) peut par conséquent être surestimée par les mesures d'aluminium total. En se basant sur les observations de Everhart & Freeman (1973), Cronan & Schofield (1979) et Muniz & Leivestad (1980), et en tenant compte de l'effet de la matière organique, nous avons défini 4 classes de toxicité (tableau 1). En utilisant ces critères, la toxicité potentielle de l'aluminium a été évaluée pour chacun des lacs échantillonnés, puis comparée au succès de pêche annuelle de 1974-1980.

Tableau 1

TOXICITE POTENTIELLE DE L'ALUMINIUM TOTAL
POUR LA FAUNE ICHTYENNE

<u>Toxicité</u>	<u>Al total</u> <u>μeq / l</u>	<u>pH</u>	<u>Couleur</u> <u>(unités Pt)</u>
peu probable	≤ 11	4.4 - 5.9	≤ 60
possible	11 - 17	4.4 - 5.9	≤ 60
	> 17	4.4 - 5.9	> 60
probable	17 - 22	4.4 - 5.9	≤ 60
très probable	> 22	4.4 - 5.9	≤ 60

- 1 Seuil critique: 11 μeq Al_{tot} / l (Everhart & Freeman 1973)
 Toxicité aigue: 17 μeq Al_{tot} / l (Muniz & Leivestad 1980)

Tableau 2

CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES ET TOXICITE POTENTIELLE DE
L'ALUMINIUM TOTAL DANS 19 LACS DU PARC NATIONAL DE LA
MAURICIE, QUEBEC

<u>Lacs</u>	<u>Août 1980</u>				<u>Janvier 1981</u>				<u>Toxicité</u> <u>de</u> <u>l'aluminium</u>
	<u>Coul.</u> <u>(Unités</u> <u>Pt)</u>	<u>pH</u>	<u>Al</u> <u>µeq/l</u>	<u>SO₄</u> <u>µeq/l</u>	<u>Coul.</u> <u>(Unités</u> <u>Pt)</u>	<u>pH</u>	<u>Al</u> <u>µeq/l</u>	<u>SO₄</u> <u>µeq/l</u>	
<u>Acides de type I</u> (Matière organique abondante)									
Laizeau	70	4.8	22	144	80	4.8	20	175	possible
Hamel-est	70	4.6	30	173	100	4.5	30	208	possible
Du Coude	160	5.3	30	158	100	4.9	50	208	possible
Alice	100	5.0	34	179	100	5.3	29	225	possible
Au Bouleau	90	5.8	38	169	80	5.3	26	208	possible
<u>Acides de type II</u> (peu de matière organique)									
Hamel-ouest	5	6.1	6	102	15	5.7	3	129	peu probable
Avalon	15	5.7	9	142	35	5.4	9	175	peu probable
Danicau	10	5.6	9	83	25	5.7	9	85	peu probable
Adolphe	15	5.7	9	110	20	5.6	10	167	peu probable
Du Sud-est	35	5.6	11	115	40	5.7	9	148	peu probable
Jean	35	5.3	14	117	---	---	10	---	peu probable
Du Genevrier	25	6.1	14	158	25	5.6	12	177	possible
<u>Pimbina nord</u>	50	5.8	19	135	40	5.4	17	185	probable
<u>Théode</u>	50	5.2	19	137	70	5.3	17	187	probable
<u>Formont</u>	35	5.4	20	133	40	5.3	17	158	probable
<u>Dion</u>	20	5.1	17	135	40	5.4	20	156	probable
<u>Pimbina sud</u>	60	5.5	21	144	30	5.7	21	171	probable
<u>Du Rocher</u>	40	5.1	29	179	50	5.3	27	267	très probable
<u>Non-acide</u>									
Solitaire	0	6.6	3	87	5	5.8	2	110	peu probable

CONDITIONS DES POPULATIONS ICHTYENNES

L'acidification progressive des lacs par les précipitations acides entraîne la disparition graduelle des populations par faillite du recrutement et par augmentation du taux de mortalité. Les populations affectées se caractérisent généralement par une croissance réduite et une densité faible. La diminution de la densité des populations se traduit par une diminution graduelle du succès de pêche et par l'extinction éventuelle des populations.

Cependant, un faible succès de pêche peut être attribué à une foule de facteurs. Les plus souvent mentionnés sont la compétition interspécifique, les mortalités hivernales et estivales (oxygène et températures critiques), la pauvreté des frayères, la qualité et quantité de nourriture, la prédation, la surexploitation, les maladies et les modifications environnementales d'origine humaine (exploitation forestière, pollution industrielle et domestique, insecticides, herbicides, exploitation agricole etc).

Les lacs du Parc National sont par contre peu ou pas perturbés par les activités humaines locales. L'exploitation est contrôlée et la surexploitation des lacs est peu probable. Faute d'information, nous ne pouvons cependant pas évaluer l'importance des mortalités associées à l'anoxie ou aux températures critiques, l'importance des maladies, de la qualité des frayères, de la prédation ou de l'abondance de nourriture. L'absence de population ou la faible production ne constitue donc pas une évidence de l'impact des précipitations acides. Elles constituent cependant un indice permettant de confirmer ou d'infirmier l'hypothèse que l'acidification de ces lacs affecte les populations ichtyennes.

TOXICITE POTENTIELLE ET SUCCES DE PECHE

Selon l'indice de toxicité potentielle défini, un problème de toxicité de l'aluminium est possible dans 72% des lacs acides (13/18) soit 68% des lacs échantillonnés. Le problème apparaît au moins probable dans 32% des lacs échantillonnés (6/19) et très probable dans 5% de ces lacs (1/19). Considérant la concentration de l'aluminium mesurée dans le lac Du Rocher, il apparaît très peu probable que ce lac puisse supporter une population d'Ombles de fontaine.

Nous avons présenté au tableau 3 le succès de pêche moyen annuel dans les lacs échantillonnés exploités de 1974 à 1980. Afin de tenir compte de l'effet possible de la durée de l'exploitation sur le succès moyen annuel, nous avons aussi calculé pour la période de juillet le succès moyen de 1974-1980. On remarque pour les lacs considérés que le succès de juillet est comparable au succès moyen annuel. Le succès moyen apparaît élevé pour le lac Avalon et nettement plus faible pour les lacs Dion et Pimbina. Dans le cas du lac Dion, où l'Ombles de fontaine est la seule espèce inventoriée, il semble que la faible production n'est pas associée à la compétition interspécifique.

Le succès moyen de la saison 1978 se compare aux succès moyens annuels dans chacun des lacs de 1974-1980. L'effort de pêche dans les trois lacs exploités (Avalon, Pimbina, Dion) était en 1978 comparable et dans tous les cas supérieur à 300 heures. Il ne semble pas par conséquent qu'un faible effort de pêche puisse expliquer le faible succès des lacs Pimbina et Dion.

L'absence de faune ichtyenne n'est pas nécessairement attribuable à l'acidification. Il est cependant intéressant d'ajouter que l'inventaire de 1977 suggère que 26% des 104 lacs inventoriés sont sans faune ichtyenne. Malgré un effort de pêche raisonnable (filet maillant, 22 heures, 85 pieds), aucun poisson n'a été capturé dans le lac Du Rocher.

Tableau 3

SUCCES DE PECHE MOYEN ANNUEL DANS 4 LACS DU
PARC NATIONAL DE LA MAURICIE (1974 - 1980)

Lac	Toxicité potentielle	Succès de pêche moyen annuel	1974-80 ₁ juillet	Espèces présentes ₂
Avalon	peu probable	1.43	1.44	Ombles de fontaine Mulet à corne Mulet perlé
Dion	probable	0.33	0.35	Ombles de fontaine
Pimbina	probable	0.29	0.22	Ombles de fontaine Meunier noir Mulet à corne Achigan à petite bouche
Du Rocher	très probable	--	--	Aucune espèce

1. Succès de pêche moyen: nombre de captures par heure.
2. D'après Gauthier P. 1977. Inventaire ichtyologique 1974-1977. Service de conservation des ressources naturelles. Parc National de la Mauricie. Parcs Canada. 136 pp.

CONCLUSION

Selon le modèle de Henriksen, 18 des 19 lacs échantillonnés dans le Parc National de la Mauricie de 1980-81 sont acidifiés. Dans plusieurs de ces lacs, les concentrations en aluminium sont supérieures au seuil critique pour la survie de la faune ichthyenne. Dans ces lacs, il est probable que la croissance de l'Ombre de fontaine soit affectée et l'existence même d'une population d'Ombre de fontaine apparaît compromise dans le lac Du Rocher. Pour les quelques lacs où des statistiques de pêche sont disponibles, il semble exister une bonne relation entre la toxicité potentielle de l'aluminium et le succès de pêche. L'inventaire faunique de 1977 révèle que 26% des lacs du Parc National semblent dépourvus de faune ichthyenne et le lac Du Rocher est l'un deux.

Ces observations suggèrent que l'acidification par les précipitations acides affecte les lacs du Parc National de la Mauricie et possiblement la faune ichthyenne de plusieurs des lacs échantillonnés. Bien que le nombre de lacs soit faible, l'étude de la relation entre la toxicité potentielle et le succès de pêche semble appuyer cette hypothèse.

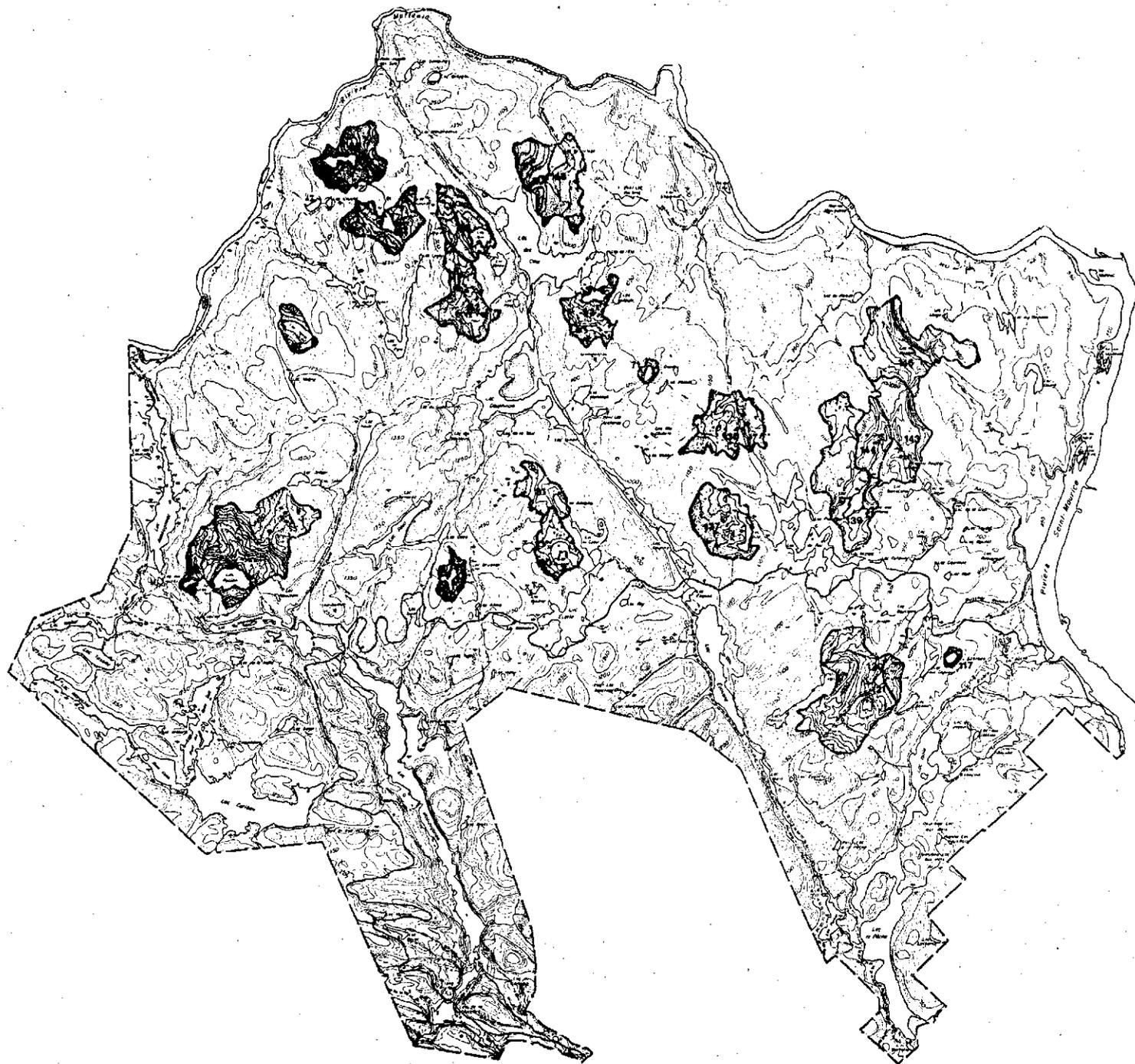
Il nous apparaît donc important et urgent de procéder à une évaluation plus précise de la condition des populations ichthyennes dans les lacs affectés par l'acidification.

Annexe A

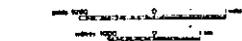
MORPHOMETRIE DES LACS

No	Nom	Localisation UTM	Profondeur Moyenne (m)	Profondeur maximale (m)	Surface totale (ha)	Volume X 10 ⁵ m ³
42	Laizeau	XG-495-917	3.9	10.0	9.92	3.861
139	Hamel-est	XG-628-840	4.2	16.4	19.10	8.152
144	Du Coude	XG-636-858	1.3	6.1	5.06	0.686
138	Alice	XG-597-860	1.6	9.3	3.66	0.599
143	Au Bouleau	XG-644-849	1.0	6.1	3.08	0.321
37	Hamel-ouest	XG-470-887	2.4	4.6	24.08	5.926
27	Avalon	XG-454-814	11.5	30.0	65.10	75.000
71	Danieau	XG-570-876	2.8	7.0	5.91	1.653
81	Adolphe	XG-545-837	2.1	5.0	9.55	2.074
53	Sud-Est	XG-555-898	2.4	7.9	13.48	3.359
56	Jean	XG-522-914	3.1	11.2	23.07	7.172
26	Du Genevrier	XG-442-813	8.0	18.0	3.72	2.992
120	Pimbina nord	XG-638-795	1.2	4.6	4.90	0.616
44	Theode	XG-480-935	5.0	19.2	16.15	8.218
80	Formont	XG-545-826	4.9	10.0	23.70	11.590
137	Dion	XG-598-832	1.3	6.1	16.67	2.244
121	Pimbina sud	XG-636-788	2.0	7.6	6.27	1.295
146	Du Rocher	XG-647-883	6.9	18.0	8.18	5.634
117	Solitaire	XG-656-796	15.6	35.0	6.90	10.787
62	Haut	XG-520-890	4.0	17.4	29.74	11.817
87	Lacon	XG-515-816	1.9	8.0	8.71	1.651
48	Du Portage	XG-543-937	3.3	6.0	17.48	5.797

PARC NATIONAL
DE LA MAURICIE



Echelle 1:150,000



PARCS CANADA
RÉGION DU QUÉBEC

BIBLIOGRAPHIE

- ALMER, B., W. Dickson, C. Ekstrom, E. Hornstrom et U. Miller. 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. *Ambio* 3: 30-36.
- BAKER, J.P. et C.L. Schofield. 1980. Aluminium toxicity to fish as related to acid precipitation and Aditondack surface water quality. Dans: *Proc. Int. Conf. Ecological Impact of Acid Precipitation, Norway*. Drablos et Tollan (ed). Oslo. -. 292-293.
- BEAMISH, R.J. et H.H. Harvey. 1972. Acidification of the La Cloche Mountain lakes, Ontario and resulting fish mortalities. *J. fish. Res. Board Can.* 29: 1131-1143.
- CRONAN, C.S. et C.L. Schofield. 1979. Aluminium leaching response to acid precipitation: effects on high-elevation watersheds in the northeast. *Science* 204: 304-306
- DICKSON, W. 1978. Some effects of the acidification of Swedish lakes. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 20: 851-856.
- EVERHART, W.H. et R.A. Freeman. 1973. Toxic effects of aqueous aluminium to rainbow trout. EPA-R3-73-011. 41 pp.
- HARVEY, H.H. 1975. Fish populations in a large group of acid-stressed lakes. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 19: 2406-2417.
- HARVEY, H.H. et C. Lee. 1980. Fishes of the La Cloche Mountain lakes of Ontario, 1965-1980. Report to the Ontario Ministry of Natural Resources. 89 pp.
- HENRIKSEN, A. 1979. A simple approach for identifying and measuring acidification of freshwater. *Nature* 278: 542-545.

LEIVESTAD, H. G. Hendrey, I.P. Muniz et E. Snekvik. 1976. Effects of acid precipitation on freshwater organisms. Dans: Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway. Brackke F. (ed.) Report 6/76. p. 87-111.

MAGNAN, P. 1981. Sensibilité des eaux lacustres du Parc National de la Mauricie, Québec, à l'acidification par les précipitations acides. Direction Générale des Eaux Intérieures, région du Québec. Environnement Canada (en préparation).

MUNIZ, I.P. et H. Leivestad. 1980. Toxic effects of aluminium on the brown trout, Salmo trutta. Dans: Proc. Int. conf. Ecological Impact of Acid Precipitation. Drablos et Tollan (ed.). Oslo. p. 320-321.

SCHOFIELD, C.L. 1980. Processus limiting fish populations in acidified lakes. Dans: Proceedings of the Second Life Sciences Symposium, Potential Environmental and Health Consequences of Atmospheric Sulfur Deposition, Gatlingburg, Tennessee. October 14-18. 1979. p. 345-356.