

D.K. McNicol
B.E. Bendell
R.K. Ross



Environment
Canada

Environnement
Canada

0021988 F

S

16 NOV. 1987

SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE
PUBLICATION HORS-SÉRIE

Étude des effets de l'acidification sur la faune aquatique au Canada : rapports entre la sauvagine et les niveaux trophiques de petits lacs du nord de l'Ontario

Publication hors série
Numéro 62
Service canadien de la faune

SK
471
C3314
No.62



Environnement
Canada

Environment
Canada

Service canadien
de la faune

Canadian Wildlife
Service

D.K. McNicol*
B.E. Bendell*
R.K. Ross*

360-3443-D
Étude des effets de l'acidification
sur la faune aquatique au Canada :
rapports entre la sauvagine et les
niveaux trophiques de petits
lacs du nord de l'Ontario

Publication hors série
Numéro 62
Service canadien de la faune

Also available in English



*SCF (Région de l'Ontario)
1725 Woodward Drive
Ottawa (Ont.) K1A 0H3

Publié avec l'autorisation du
Ministre de l'Environnement
Service canadien de la faune

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada, 1987
N° de catalogue : CW69-1/62F
ISBN 0-662-94332-5
ISSN 0576-6370

Table des matières

8	Remerciements	27	2. Description des milieux lacustres
9	Résumé	27	2.1. Analyse factorielle
11	Avant-propos	30	2.2. Géochimie et vulnérabilité de la roche en place
12	Introduction	36	2.3. Acidité organique des eaux de surface
14	Dépôts acides en Ontario	37	3. Réaction biologique à l'acidification des lacs
16	Cadre de l'étude	37	3.1. Structure des communautés de poissons
17	Régions à l'étude	39	3.2. Structure des communautés de poissons et acidification des lacs
17	1. Description de la région du lac Ranger	42	3.3. Macroinvertébrés et acidification des lacs
18	2. Description de la région de Wanapitei	45	3.4. Caractéristiques des lacs et sélection de l'habitat par la sauvagine
18	2.1. Dépôts atmosphériques et acidification des lacs	51	Conclusions
19	2.2. Géomorphologie et hydrologie	51	1. Population de sauvagine dans le nord-est de l'Ontario
20	Méthodes	52	2. Profils de l'acidification des lacs
20	1. Élaboration et calendrier des relevés aériens	52	3. Test d'hypothèse
20	1.1. Relevés systématiques	55	Annexes
20	1.2. Relevés sélectifs	74	Ouvrages cités
21	1.3. Description de l'habitat		Liste des tableaux
21	1.4. Méthode sur le terrain	20	Tableau 1. Calendrier de la couverture des blocs du relevé systématique
21	1.5. Calendrier	22	Tableau 2. Paramètres de la morphométrie des lacs utilisés dans la sélection des lacs à l'étude, exprimés sous forme de médianes (étendue entre parenthèses)
21	1.6. Analyse des données	24	Tableau 3. Densités de reproduction de la sauvagine dans les huit blocs relevés dans le nord-est de l'Ontario, exprimées sous forme de densité moyenne et d'écart-type des couples indiqués aux 100 km ²
22	2. Limnologie, utilisation de la sauvagine et études trophiques	26	Tableau 4. Comparaison par année des résultats des relevés de la sauvagine provenant de trois blocs dans le nord-est de l'Ontario, exprimée sous forme de densité moyenne de couples indiqués aux 100 km ²
22	2.1. Études pilotes (1980-1982)		
22	2.2. Qualité de l'eau		
22	2.3. Description de l'habitat		
23	2.4. Échantillonnage des ménés		
23	2.5. Échantillonnage des invertébrés aquatiques		
23	2.6. Relevés de la sauvagine		
24	Résultats et analyse		
24	1. Répartition de la sauvagine reproductrice dans le nord-est de l'Ontario		
24	1.1. Profils généraux		
26	1.2. Variabilité temporelle de l'abondance de la sauvagine		
26	1.3. Répartition de la sauvagine dans les régions à l'étude		

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier les ministères des Richesses naturelles et de l'Environnement de l'Ontario et le personnel du Centre de foresterie des Grands Lacs — Transport à grande distance des polluants atmosphériques (TGDPA) — de leur participation, et en particulier Don Kurylo. Il faut souligner la participation de nombreux étudiants d'été, d'assistants contractuels et d'employés nommés pour une période indéterminée pour les travaux sur le terrain, en laboratoire et en informatique. Brian Collins a guidé les travaux statistiques. Peter Blancher a collaboré à l'analyse des données, et Don Fillman et Sharon Bradford ont participé respectivement à la préparation des figures et à la dactylographie. Pour la rédaction du manuscrit, les conseils de Hugh Boyd et Dan Welsh ont été particulièrement utiles. Nous tenons à remercier Peter Blancher, Hugh Boyd, Jean-Luc DesGranges, Kathy Fischer, Joe Kerekes et David Peakall de leurs commentaires utiles, et Jerry Longcore de sa révision du manuscrit. Ce travail a été financé en partie par le programme fédéral TGDPA.

Le présent document étudie les effets sur la sauvagine des changements écologiques subis par les écosystèmes aquatiques à la suite des précipitations acides. La répartition, la densité et les habitats préférés de la sauvagine ont été étudiés dans presque toute la partie nord-est et centrale de l'Ontario à l'aide de dénombrements aériens de couples nicheurs indiqués. Le nombre d'oiseaux aquatiques se reproduisant dans des zones vulnérables aux précipitations acides a été évalué à 105 000 paires. Les densités de reproduction étaient relativement faibles (environ un couple nicheur indiqué au kilomètre carré), et aucune tendance démographique significative n'a été signalée depuis 1980. Les espèces boréales, dont le Garrot commun (*Bucephala clangula*), le Bec-scie couronné (*Lophodytes cucullatus*), le Morillon à collier (*Aythya collaris*) et le Canard noir (*Anas rubripes*), se reproduisent généralement sur les petits lacs, les zones inondées par les barrages de castors et les zones humides les plus vulnérables à l'acidification, tandis que le Huart à collier (*Gavia immer*) et le Grand Bec-scie (*Mergus merganser*) le font dans les lacs et les cours d'eau importants. Les canards de surface dont le Canard huppé (*Aix sponsa*), la Sarcelle à ailes bleues (*Anas discors*), la Sarcelle à ailes vertes (*Anas crecca*) et le Canard malard (*Anas platyrhynchos*) fréquentent des zones humides bien tamponnées souvent associées aux terres agricoles.

En 1983, les rapports trophiques de 123 petits lacs d'amont à différents stades d'acidification ont été étudiés. Les données sur la qualité de l'eau, la composition des communautés de poissons et de macroinvertébrés et celles sur la productivité de la sauvagine ont été recueillies dans une zone vulnérable aux précipitations acides qui reçoit des quantités moyennes de polluants atmosphériques (lac Ranger) et dans une zone fortement touchée par la pollution acide (Wanapitei) dans le nord-est de l'Ontario. Cette dernière région reçoit une plus grande quantité de dépôts acides à cause des processus de transport à longue distance et des fonderies de la ville voisine, Sudbury, en Ontario.

L'analyse factorielle a réparti les milieux lacustres en catégories selon quatre principales sources de variations, soit les axes de l'acidité (retombées atmosphériques), de la force ionique (capacité tampon), de l'eutrophisation (productivité des zones humides) et de la morphométrie lacustre. La lithologie de la roche en place explique la plupart des variations observées sur les axes de l'acidité et de la force ionique et est fonction de l'équilibre entre les apports d'acides minéraux (SO_4^{2-}) et la capacité de neutralisation (HCO_3^- , Ca^{2+} et Mg^{2+}). Les acides organiques faibles n'augmentent pas significativement l'acidité des lacs d'amont étudiés. Les apports continus en acides

minéraux dans des lacs vulnérables de la région du lac Ranger abaisseront davantage le pH annuel moyen et entraîneront des baisses du pH dans les lacs peu profonds au cours de la fonte des neiges au printemps.

L'acidification des lacs à l'étude dans le nord-est de l'Ontario a modifié la disponibilité de ressources alimentaires de nombreux anatidés. Un nombre accru de lacs sans poissons dans la zone agressive par la pollution acide a été corrélé à l'acidité des lacs. L'abondance des espèces de petits poissons non gibier était principalement fonction de l'acidité du lac bien que certains paramètres physiques comme la morphométrie du lac et du bassin hydrographique influencent également la composition des espèces de poissons, principalement chez les cyprinidés. Les deux espèces d'oiseaux piscivores étudiées (le Huart à collier et le Grand Bec-scie) fréquentaient de grands lacs à grand bassin hydrographique. Le nombre de nichées produites par rapport au nombre de couples nicheurs indiqués était plus faible dans la zone agressive par la pollution acide que dans la zone non polluée. Ces deux espèces sont très menacées par l'acidification étant donné les effets de cette dernière sur le poisson.

Lorsqu'il n'y avait pas de poisson dans les lacs acidifiés ou non acidifiés, les grands macroinvertébrés mobiles comme les Notonectidés, les Corisidés, *Graphoderus liberus* (Dytiscidés) et *Chaoborus americanus* (Chaoboridés), étaient abondants. Les oiseaux insectivores comme le Garrot commun et le Bec-scie couronné préfèrent les lacs sans poisson, conséquence probable de la compétition réduite de ces oiseaux avec le poisson pour leur proie commune, les insectes. Les oiseaux omnivores comme le Morillon à collier et le Canard noir ne montrent aucune préférence pour les lacs acidifiés ou les lacs sans poisson mais préfèrent les zones humides peu profondes riches en éléments nutritifs. D'autres recherches sont en cours pour déterminer si l'acidité finit par limiter l'abondance des proies invertébrées de la sauvagine non piscivore.

Avant-propos

Le présent rapport contient les résultats de recherches effectuées dans le cadre du programme fédéral sur le TGDPA (transport à grande distance des polluants atmosphériques), auquel participent les ministères suivants : Agriculture Canada, Pêches et Océans Canada, Énergie, Mines et Ressources Canada, Santé et Bien-être social Canada, et Environnement Canada. Au sein d'Environnement Canada même, divers aspects du problème sont étudiés par le Service de l'environnement atmosphérique, la Direction générale des Eaux intérieures et des Terres et le Service canadien de la faune (SCF).

Les recherches du SCF, amorcées en 1980, visaient à évaluer l'impact des dépôts acides sur la faune et ses habitats dans l'est du Canada. Les résultats de la première phase de ce programme de recherche sont exposés dans le présent document et dans d'autres publications hors série à paraître ultérieurement.

Un des grands objectifs des travaux du SCF consistait à comparer, dans des habitats vulnérables situés en tête de bassin et subissant différentes charges acides, des données sur l'écologie de reproduction et d'alimentation des oiseaux. Le premier document porte sur la sauvagine et ses chaînes trophiques en Ontario, et le second fera état d'inventaires de communautés aviennes d'eau douce au Québec, ainsi que d'études phytoécologiques sur l'acidification de leurs habitats.

Parmi les autres grands domaines d'étude, mentionnons l'influence du dépôt atmosphérique et de l'acidification à grande distance sur l'ingestion de métaux par les organismes-proies et la toxicité pour les oiseaux aquatiques de l'exposition aux métaux en faibles concentrations. Les retombées atmosphériques peuvent modifier les quantités de métaux lourds assimilables dans le milieu récepteur, soit par un apport direct de ces métaux ou, sous l'effet de l'accroissement de l'acidité, par mobilisation des métaux présents dans les sols et les sédiments. Une autre publication hors série présentera les résultats préliminaires de recherches effectuées au Centre national de recherche sur la faune concernant le devenir des métaux lourds dans les chaînes trophiques de la sauvagine, ainsi que d'études menées en laboratoire, en conditions contrôlées, sur les effets de l'ingestion de métaux lourds sur la reproductivité des oiseaux.

L'ensemble de ces documents offrira un tableau général de la première phase du programme de recherche du SCF concernant le TGDPA. Cette première phase avait pour objectif de déterminer les espèces et les habitats les plus vulnérables à l'acidification. Quant aux études actuellement en cours, elles visent à préciser la relation de causalité entre l'acidification et les changements biolo-

giques, principalement chez les communautés aviennes; à jeter les bases d'un programme de bio-monitorage pour suivre les changements qui devraient accompagner la réduction de la charge maximale admissible (en 1994, 50 % des quantités de 1980); à évaluer à quel point ce dernier objectif assure la protection des biotes aquatiques.

Les études interdisciplinaires en bassins jaugés occupent une place importante dans le programme de recherche sur le TGDPA. Le SCF joue un rôle de premier plan dans l'étude du bassin jaugé de Kejimikujik en menant des études dans le Canada atlantique sur les rejets de substances nutritives dans les eaux acidifiées du bassin de Kejimikujik et sur les caractéristiques limnologiques de ces eaux.

On peut trouver le résultat de ces études et d'autres études du SCF sur l'acidification dans le *Rapport final du Groupe de travail 1 sur l'évaluation des impacts du Memorandum déclaratif d'intention entre les Etats-Unis et le Canada* (1983); dans les actes (en deux volumes) du Symposium international sur les précipitations acides tenu à Muskoka (Ontario) en 1985, colligés par H. Martin et formant le volume 30 de *Water, Air and Soil Pollution* (1986); et dans les actes de l'Atelier international sur l'étude des oiseaux comme bio-indicateurs, tenu à Kingston (Ontario) en 1986, publiés dans *The uses of birds* par A. W. Diamond et F. L. Filion dans la série des publications techniques du Conseil international pour la préservation des oiseaux (Cambridge, R.-U., 1987).

D. B. Peakall
Conseiller scientifique, Programme TGDPA
Service canadien de la faune

A. W. Diamond
Coordonnateur, Programme TGDPA
Service canadien de la faune

Introduction

Les précipitations acides sont devenues une grave menace environnementale pour les écosystèmes aquatiques et terrestres dans l'est de l'Amérique du Nord, en Scandinavie et dans d'autres parties de l'Europe (Mémoire d'intention, 1983). Le dépôt de polluants atmosphériques comme le soufre et les oxydes nitreux et leur interaction avec les processus hydrologiques et pédologiques dans les bassins hydrographiques peuvent entraîner des changements importants dans la chimie des eaux de surface (lacs et cours d'eau), notamment une diminution du pH, une augmentation des concentrations des métaux traces et une modification des rapports entre les cations basiques, les anions organiques et les éléments nutritifs, comme l'indique la figure 1. Ces changements chimiques ont été reliés à des changements biologiques (Dillon *et al.*, 1984; Kelso *et al.*, 1986a), dont le taux de mortalité du biote (Nyholm, 1981; Magnuson *et al.*, 1984; Campbell et Stokes, 1985) et la détérioration de la qualité de l'habitat qui ont souvent comme résultat une diminution de la reproduction, une réduction de la croissance et une détérioration des conditions de vie des adultes et des jeunes, ou encore des changements de comportement (Nyholm et Myhrberg, 1977; Ormerod *et al.*, 1985). Tous ces changements peuvent modifier la composition et l'abondance de plusieurs niveaux de la chaîne alimentaire et avoir une influence sur les interactions prédateurs-proies (Eriksson *et al.*, 1980; Haines, 1981) (fig. 1).

Malgré les preuves reliant les précipitations acides à la détérioration du biote aquatique, notamment le poisson (Beamish et Harvey, 1972; Beamish, 1974; Shofield, 1976; Magnuson *et al.*, 1984), les invertébrés aquatiques (Weiderholm et Eriksson, 1977; Campbell et Stokes, 1985; Stephenson et Mackie, 1986) et les amphibiens (Pough et Wilson, 1977; Clark et LaZerte, 1985; Freda et Dunson, 1985), on ne connaît pas très bien les effets de l'acidification sur les organismes qui ne sont pas entièrement aquatiques (Clark et Fischer, 1981). Étant donné sa dépendance vis-à-vis le milieu aquatique en ce qui a trait à l'emplacement des nids, à la protection et à l'alimentation des jeunes, la sauvagine peut être gravement touchée par les précipitations acides (Haines et Hunter, 1982; Eriksson, 1984) (fig. 2). La perte et la détérioration de l'habitat aquatique peuvent avoir de graves répercussions sur l'avenir des ressources en sauvagine dans l'est de l'Amérique du Nord. Les habitats anciennement protégés de la sauvagine dans les forêts de l'est du Canada sont maintenant menacés par les aménagements hydroélectriques et de loisirs, certaines pratiques forestières, ainsi que par la pollution par les effluents industriels et les contaminants atmosphériques (Plan nord-américain de gestion

Figure 1 Diagramme illustrant la chaîne possible des effets de l'acidification des eaux de surface et la réaction biologique à cette acidification

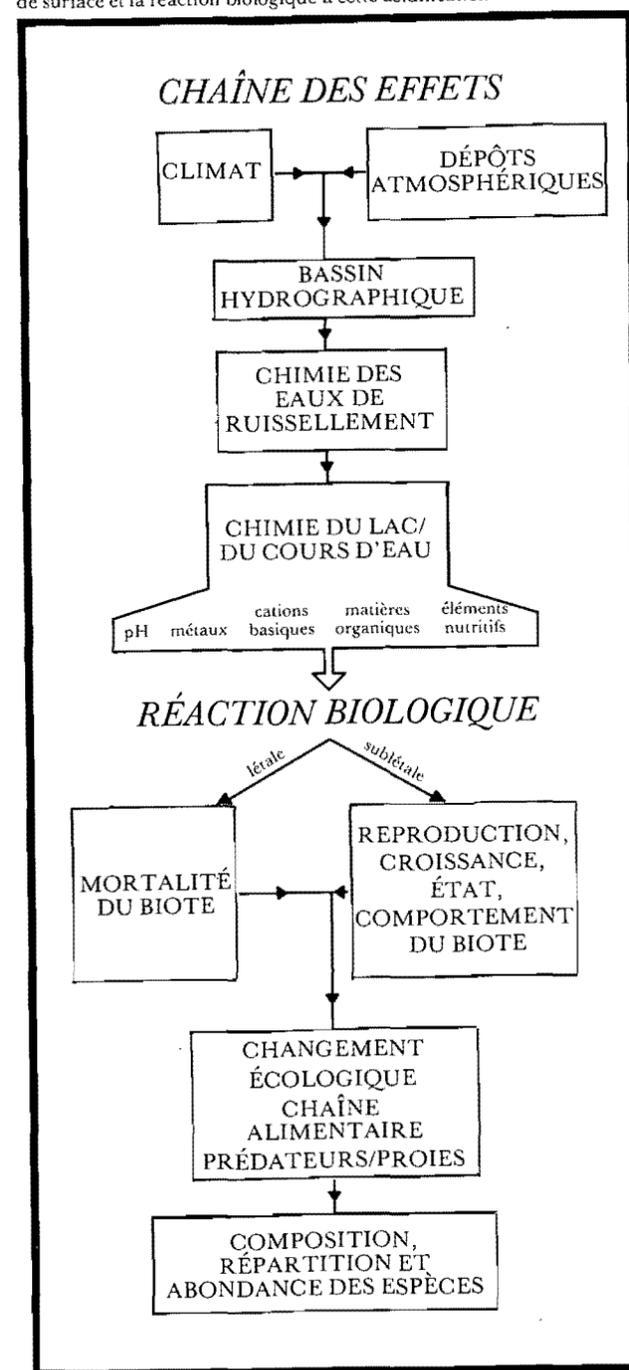
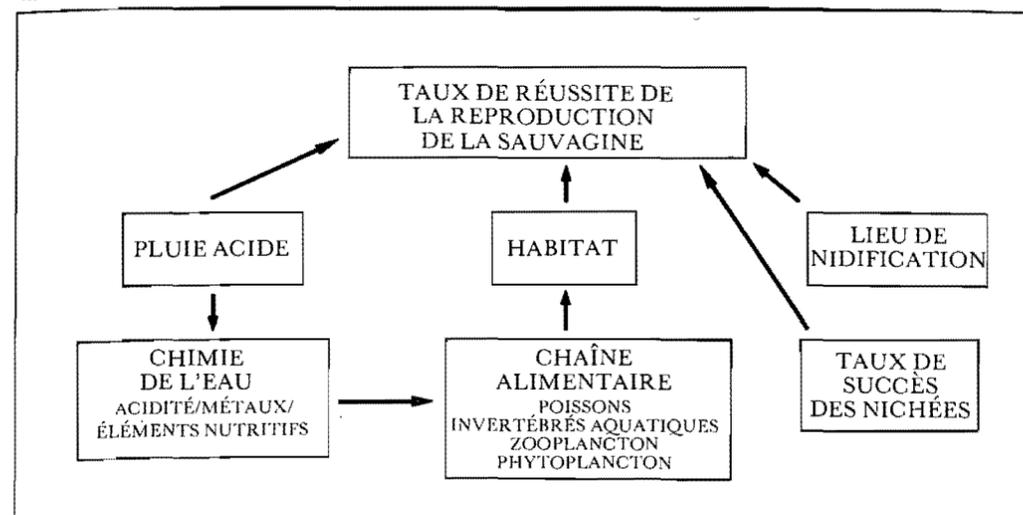


Figure 2 Diagramme illustrant la complexité des paramètres du choix de l'habitat qui influent sur le taux de réussite de la reproduction de la sauvagine



de la sauvagine, 1986). La préoccupation engendrée par la menace possible à la ressource que constitue la sauvagine a poussé le bureau du Service canadien de la faune de la région de l'Ontario à entreprendre des études afin de connaître les effets des précipitations acides sur la reproduction des populations de sauvagine dans le nord-est de l'Ontario. Ces études ont été conçues dans le but de fournir une base de comparaison pour les rapports entre la reproduction de la sauvagine et la chaîne alimentaire pour les régions touchées à différents degrés par les dépôts acides, mais ayant des répartitions et des densités semblables en sauvagine.

La sauvagine, notamment le Huart à collier (*Gavia immer*) de cette étude, a été identifiée comme étant une espèce particulièrement vulnérable à l'acidification du milieu aquatique pour les raisons suivantes :

- (1) Ces oiseaux dépendent grandement du milieu aquatique et de l'habitat riparien à la fois pour leur habitudes d'alimentation et de nidification, pour s'abriter et pour l'élevage des petits.
- (2) Les femelles de certaines espèces doivent se procurer la plupart de leurs ressources pour la production d'œufs près des terrains de nidification et elles ne transportent pas de réserves de matières grasses suffisantes acquises dans les zones d'hivernage ou de halte.
- (3) Les jeunes, qui sont précoces, doivent chercher leur nourriture dans le voisinage immédiat du nid car les adultes ne leur apportent pas de nourriture.
- (4) Étant relativement gros, ces oiseaux ont besoin d'une plus grande concentration de ressources alimentaires, et leur tolérance à la diminution de celles-ci est donc plus faible.

L'acidité accrue ainsi que des concentrations élevées de métaux traces peuvent provoquer des changements dans les rapports prédateurs-proies à l'intérieur de la chaîne alimentaire aquatique qui, avec des effets toxicologiques directs, pourraient limiter la disponibilité, l'abondance et la qualité des aliments nécessaires à la sauvagine (Eriksson *et al.*, 1980, 1986; Haines et Hunter, 1982). L'acidité accrue a été reliée aux ressources alimentaires réduites pour certaines espèces de sauvagine (DesGranges et Darveau, 1985; McAuley, 1986; DesGranges et Rodrigue, 1987), d'autres oiseaux aquatiques en Suède

(Nilsson et Nilsson, 1978) et des plongeurs (*Cinclus cinclus*) dans le pays de Galles (Ormerod *et al.*, 1985, 1986).

Plus de 700 000 lacs dans l'Est canadien reçoivent des précipitations acides supérieures aux teneurs de base; plus des deux tiers de cette région lacustre se trouvent en Ontario (Kelso *et al.*, 1986a). La majeure partie des régions du nord-est, du centre et du sud de l'Ontario reçoivent d'importantes précipitations acides dont le pH annuel moyen est inférieur à 4,5 (Mémoire d'intention, 1983) (fig. 3a). La région métropolitaine de Sudbury et le corridor de la vallée du cours inférieur des Grands Lacs et du Saint-Laurent reçoivent de fortes précipitations acides dont le pH annuel moyen est inférieur à 4,2. Le sulfate est l'anion dominant des précipitations et contribue grandement à l'acidification à long terme des eaux de surface. Les dépôts humides annuels de sulfate sont supérieurs à 20 kg·ha⁻¹·an⁻¹ pour la majeure partie du nord-est et du sud de l'Ontario, des régions du sud-ouest de l'Ontario recevant plus de 40 kg·ha⁻¹·an⁻¹ (Mémoire d'intention, 1983) (fig. 3b).

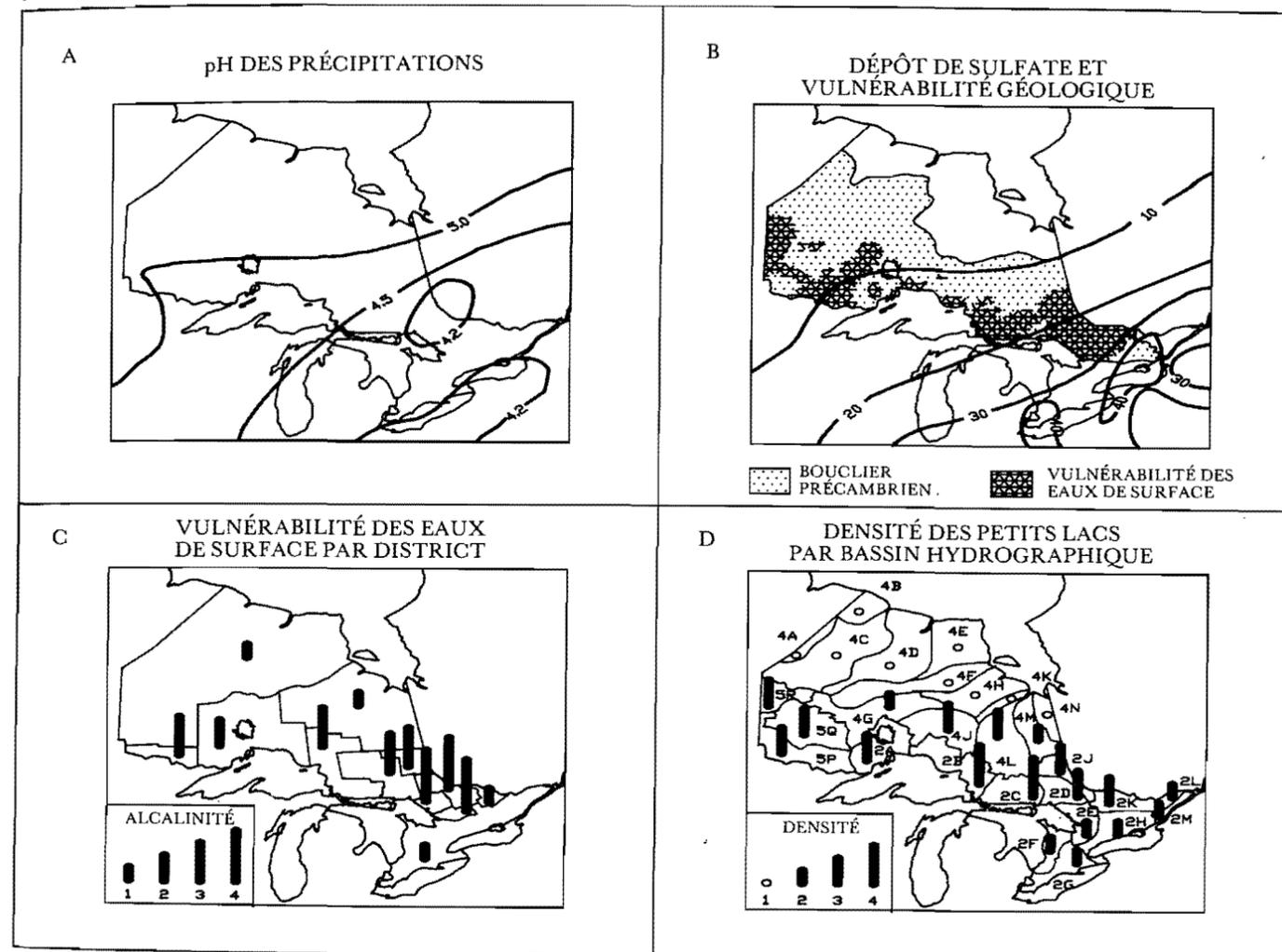
L'importance de l'acidification des eaux de surface dans une région touchée par les précipitations acides dépend de plusieurs facteurs, notamment de l'altitude (Verry, 1981), et du rapport superficie du bassin hydrographique des lacs/superficie des lacs (Dillon *et al.*, 1978), des caractéristiques hydrologiques du terrain (Hendry *et al.*, 1980; Eilers *et al.*, 1983) et du type de végétation et des pratiques de gestion de l'utilisation des terres. Le facteur le plus important est cependant la géochimie du bassin hydrographique (Kramer, 1976; Kaplan *et al.*, 1981; Brousseau *et al.*, 1985). Bien que le sud de l'Ontario (au sud du 45^e parallèle de latitude N) reçoive de fortes teneurs de dépôts acides, les lacs sont bien tamponnés contre les effets néfastes des précipitations acides par la roche en place constituée de calcaire dont la capacité de neutralisation de l'acide est presque infinie. Cependant, la majeure partie du nord-est et du centre de l'Ontario recouvre une assise rocheuse vulnérable du précambrien couverte d'une mince couche de moraine glaciaire (fig. 3b). Les cours d'eau, les rivières et les lacs dans des régions comme Muskoka, Haliburton, le détroit de Parry et le Parc Algonquin ainsi que dans certaines parties des districts de Manitoulin, Sudbury, Timiskaming et Algoma reçoivent des charges atmosphériques plusieurs fois supérieures à celles que l'on retrouve dans les régions plus au nord et à l'ouest de la province; de plus, ils ont une très faible capacité de neutralisation des précipitations acides, c'est pourquoi l'alcalinité et le pH sont plus portés à baisser dans ces régions.

Minns (1981) estime que plus de 300 000 ha, soit environ 11 400 lacs, font partie des catégories à risques moyens à élevés. Près de 60 % des 5 341 lacs visités récemment en Ontario (ministère de l'Environnement, 1985)

avaient une faible capacité de neutralisation de l'acide (définie comme une alcalinité < 200 µeq·L⁻¹), et peuvent être considérés comme étant modérément à très vulnérables aux précipitations acides (fig. 3c). La plupart des lacs gravement atteints se trouvent dans les zones associées aux industries minières et aux fonderies près de Sudbury.

Les ressources aquatiques de la partie amont des bassins hydrographiques et les petites nappes d'eau encaissées sont parmi les plus vulnérables (Haines, 1981). Les réseaux de cours d'eau d'amont peuvent s'acidifier plus rapidement que les grands lacs étant donné que leur chimie ionique est régie à un plus grand degré par la chimie des précipitations et la composition hydrogéochimique du bassin hydrographique (Eilers *et al.*, 1983). Sur le Bouclier précambrien, il y a de nombreux petits lacs d'amont qui constituent une partie importante de l'habitat aquatique utilisé par la sauvagine. Les petits lacs (< 9,9 ha) sont particulièrement abondants dans les bassins hydrographiques géologiquement vulnérables du nord-est et du centre de l'Ontario (Cox, 1978) (fig. 3d).

Figure 3
Cartes de l'Ontario illustrant : a) le pH annuel moyen pondéré en fonction de la quantité des précipitations en 1980 (d'après Mémoire d'intention 1983); b) le dépôt annuel moyen humide de sulfate (kg·ha⁻¹·an⁻¹) (d'après Mémoire d'intention 1983) indiquant les limites du Bouclier précambrien et les zones géologiquement vulnérables qui contiennent des eaux de surface qui risquent d'être acidifiées (du Conseil national de recherches 1981); c) le pourcentage des lacs et des cours d'eau d'une alcalinité moyenne à faible (200 µeq·L⁻¹) par comté ou district (du MDE 1985) classé comme suit : 1 = 0-25 %, 2 = 26-50 %, 3 = 51-75 %, 4 = > 75 %; et d) la densité (aux 100 km²) de petits lacs (< 9,9 ha) par unité secondaire de bassin hydrographique (de Cox, 1978) classée comme suit : 1 = 0, 2 = 1-20, 3 = 21-40, 4 = > 40



Les lacs d'amont représentent un habitat de nidification et d'élevage important pour de nombreuses espèces de sauvagine. Les territoires de reproduction de plusieurs espèces dont le Garrot commun (*Bucephala clangula*), le Bec-scie couronné (*Lophodytes cucullatus*), le Morillon à collier (*Aythya collaris*), le Canard noir (*Anas rubripes*), le Canard malard (*Anas platyrhynchos*), le Grand Bec-scie (*Mergus merganser*) et le Huart à collier (*Gavia immer*) chevauchent des régions géologiquement vulnérables de la province. On ne connaît pas très bien la répartition et les préférences d'habitat de la sauvagine qui se reproduit dans le nord de l'Ontario bien que les densités des nids soient généralement faibles. Un seul relevé (Dennis, 1974a) a porté sur la répartition de la sauvagine qui se reproduit dans le nord-est de l'Ontario, mais peu de ces terrains se trouvaient près des zones à l'étude. Nous avons entrepris des relevés systématiques des couples nicheurs dans toute cette région ainsi que des relevés plus approfondis dans le voisinage immédiat de chaque région à l'étude avec les objectifs suivants :

- 1) Quantifier la densité de reproduction de la sauvagine dans tout le nord-est de l'Ontario de façon à : (a) calculer le nombre d'oiseaux qui se reproduisent dans les zones vulnérables à l'acidification et/ou leur habitat peut être détérioré, et (b) étudier les tendances en matière de répartition des espèces dans cette région;
- 2) Étudier les variations temporelles en ce qui a trait à l'abondance des espèces;
- 3) Établir les principaux modèles de sélection de l'habitat, particulièrement en ce qui a trait à la superficie des zones humides, et comparer ces modèles entre les deux régions à l'étude.

Afin de mettre au point un cadre de travail permettant d'étudier les effets des précipitations acides sur la sauvagine, une étude pilote a été faite de 1980 à 1982 dans une région modérément agressée par la pollution acide mais très peu touchée du nord-est de l'Ontario (Lac Ranger) afin d'établir :

- 1) Les paramètres chimiques et physiques ainsi que les interactions biotiques qui régissent la qualité de l'habitat de reproduction de la sauvagine;
- 2) Les prévisions nous permettant de savoir comment l'acidification des eaux de surface peut modifier l'habitat de la sauvagine et ainsi le taux de réussite de la reproduction de différentes espèces.

Suite à ces études sur les populations de sauvagine et les interactions entre la chimie de l'eau et la chaîne alimentaire, nous supposons que les effets néfastes de l'acidification des lacs sur la sauvagine pourraient être compensés par des changements au niveau de l'abondance et de la disponibilité des espèces qui leur servent de proie.

Il y a eu des extinctions locales de population de poissons dans les régions vulnérables aux précipitations acides de l'est de l'Amérique du Nord (Beamish et Harvey, 1972; Schofield, 1976; Pfeiffer et Festa, 1980; Watt *et al.*, 1983) et de la Scandinavie (Wright et Snekvik, 1978; Muniz et Leivestad, 1980). Les chercheurs suédois (Eriksson *et al.*, 1980) ont supposé qu'un grand nombre des changements biologiques observés dans les lacs acidifiés résultent des rapports prédateurs-proies modifiés à la suite de la disparition de populations de poisson. La disparition du poisson créerait un milieu propice à la prolifération d'invertébrés plus tolérants pour le milieu acide. Ce changement d'un système trophique dominé par les poissons à un système dominé par les invertébrés aurait des répercussions très nettes sur les espèces de sauvagine qui se reproduisent de préférence dans de petits bassins, des bassins temporaires, des bassins formés par les barrages de castors et les lacs d'amont. Des études faites en 1983 avaient pour objet de vérifier les prévisions suivantes dans une région sévèrement touchée par les précipitations acides (Wanapitei), en établissant des comparaisons avec une région actuellement touchée par les précipitations acides (Lac Ranger).

Hypothèses : Le taux de réussite de la reproduction (nombre de couvées) de la sauvagine dans les petits lacs d'amont en voie d'acidification dépend directement des ressources alimentaires qui peuvent être modifiées ou perdues à la suite de cette acidification.

- Liens :**
- 1) La réduction des populations globales de poissons à des pH modérément élevés (> à 5,5) aurait des effets néfastes sur les espèces piscivores comme le Huart à collier et le Grand Bec-scie.
 - 2) Les pertes de poissons entraîneraient la prolifération d'invertébrés tolérant le milieu acide, ce qui profiterait à court terme aux espèces insectivores comme le Garrot commun et le Bec-scie couronné.
 - 3) Plus l'acidité augmenterait, plus les populations d'invertébrés diminueraient, avec des conséquences également néfastes sur les espèces insectivores.

1. Description de la région du lac Ranger

En 1980, une étude pilote a été entreprise dans la région du lac Ranger, district d'Algoma, au nord-est de Sault-Sainte-Marie en Ontario (46°55' de latitude N; 83°35' de longitude O) (fig. 4). Le lac Ranger a été choisi parce qu'il reçoit actuellement des quantités modérées de dépôts acides (fig. 3a, 3b) dus aux processus de transport à distance des polluants atmosphériques.

Cette région est typique du nord-est de l'Ontario et contient des écosystèmes terrestres et aquatiques relativement peu perturbés par les activités humaines comme la coupe du bois et la construction de chalets. Elle recouvre une roche en place granitique du précambrien ancien dont la capacité tampon est faible à insignifiante (fig. 3b). Le lac Ranger se trouve dans la région forestière des basses-terres du Saint-Laurent et des Grands Lacs (Rowe, 1972) et

est caractérisé par une forêt de feuillus mixtes, bien que certains éléments de la forêt boréale s'étendent à la partie septentrionale de la région à l'étude.

À 50 km au nord-ouest du lac Ranger se trouve le bassin étalonné du bassin hydrographique des lacs Turkey (BVLD) (fig. 4). Le bassin hydrographique des lacs Turkey est l'un des cinq bassins hydrographiques étalonnés de l'Est canadien où se font des études de base détaillées de surveillance du dépôt de polluants transportés sur de longues distances. On recueille des données sur la qualité des milieux terrestres, aquatiques et atmosphériques ainsi que sur la réaction biologique afin de comprendre comment fonctionnent ces écosystèmes et comment ils réagissent aux précipitations acides. Cette région reçoit des dépôts acides moyens à élevés. On a évalué les dépôts humides moyens de sulfate de 20 à 35 kg·ha⁻¹·an⁻¹ (Barrie *et al.*, 1982; Thompson et Hutton, 1985). Le pH des précipitations

Figure 4
Carte du nord-est de l'Ontario indiquant l'emplacement des huit blocs du relevé systématique et du bloc spécial du lac Ranger, des régions à l'étude du lac Ranger (VIXEN et GONG) et de Wanapitei, et du bassin hydrographique calibré des lacs Turkey (TLW)

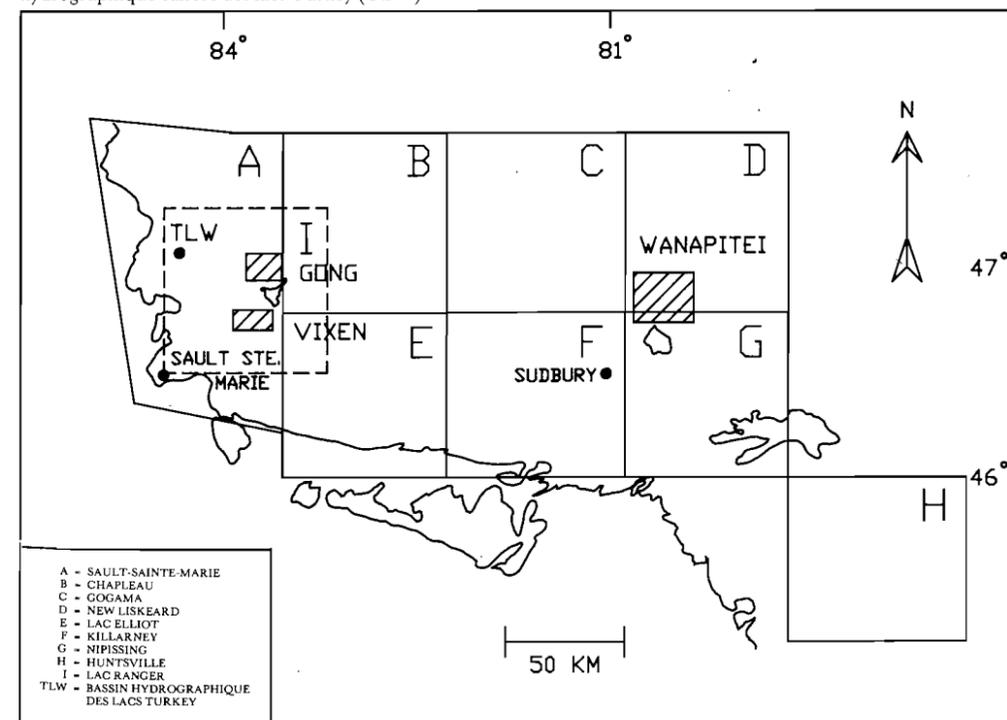
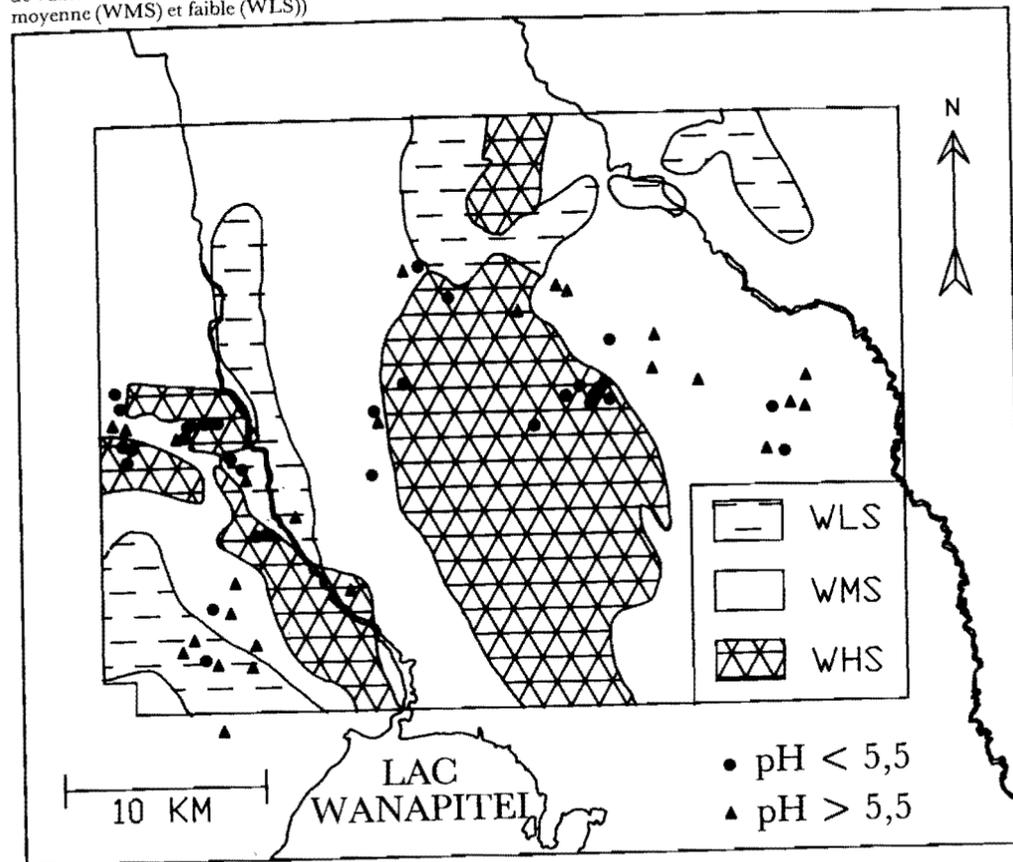


Figure 5
Carte de la région à l'étude de Wanapitei indiquant la limite des 12 townships recensés dans les relevés sélectifs, l'emplacement et la classe pH (acide < pH 5,5 > non acide) des lacs à l'étude par rapport aux groupes de vulnérabilité de la roche en place (vulnérabilité élevée (WHS), moyenne (WMS) et faible (WLS))



annuelles moyennes pour la période de 1981 à 1983 était respectivement de 4,43, 4,31 et 4,25 (Semkin *et al.*, 1984). On peut s'attendre à des valeurs semblables pour la région du lac Ranger, qui a l'avantage additionnel d'avoir un grand nombre de lacs d'amont qui servent aux études sur la sauvagine.

Deux principales zones géologiques et de végétation ont été étudiées dans la région du lac Ranger (fig. 4). La région VIXEN située au sud-ouest du lac Ranger contient une forêt de feuillus mixtes dominée par des bouleaux jaunes (*Betula alleghaniensis*) et des érables à sucre (*Acer saccharum*), le pin blanc (*Pinus strobus*) et l'épinette blanche (*Picea glauca*) étant dominants sur les sols minéraux. Dans cette région, des épandages fluviaux-glaciaires, des dépôts de moraine deltaïque et de moraine frontale riches en sels de calcium recouvrent la roche en place granitique sous-jacente généralement vulnérable (annexe 1). Ces matériaux superficiels sont souvent différents de la roche en place sous-jacente étant donné qu'ils ont été transportés sur de longues distances, loin de leur source (Cowell *et al.*, 1980; Brousseau *et al.*, 1985). Le potentiel tampon des cours d'eau et des lacs du réseau de la rivière Goulais est donc amélioré (Boissonneau, 1968). La région GONG au nord-ouest du lac Ranger n'a pas de capacité tampon additionnelle et est très vulnérable à l'acidification (annexe 1). Cette région contient des forêts boréales dominées par l'épinette noire (*Picea mariana*), l'épinette blanche, le sapin baumier (*Abies balsamea*) et le bouleau à papier (*Betula papyrifera*). Une partie de cette région a subi une modification sensible lors d'un feu de forêt en 1969.

Ces deux régions couvrent certaines parties de trois réseaux de drainage différents. Les eaux des lacs VIXEN

s'écoulent par la rivière Goulais (code de bassin hydrographique 2BF-3) vers le lac Supérieur ou par la rivière Garden (2CA-2) vers le lac George. Les eaux des lacs GONG s'écoulent soit par la rivière Goulais (2BF-3), soit par la rivière Aubinadong (2CB-2) qui s'écoule vers le sud dans le chenal nord. Les trois bassins hydrographiques étudiés (annexe 2) (Cox, 1978) contiennent au total 3 186 lacs. De ce nombre, 81 % ont une superficie inférieure à 9,9 ha. La densité moyenne des petits lacs dans les bassins hydrographiques étudiés est de 54,9 aux 100 km², ce qui correspond à la densité moyenne des bassins hydrographiques des affluents de la partie est du lac Supérieur (2B) (fig. 3d).

2. Description de la région de Wanapitei

2.1. Dépôts atmosphériques et acidification des lacs

En 1983, des études concomitantes ont été faites dans deux régions du nord-est de l'Ontario qui recevaient différentes charges acides, soit le lac Ranger et Wanapitei. Comme il a été mentionné dans la description précédente, la région du lac Ranger contient des écosystèmes aquatiques vulnérables qui reçoivent actuellement des dépôts acides moyens, mais dont les eaux de surface restent en grande partie non acides (pH > 5,5). La région de Wanapitei située au nord-est de Sudbury (46°45' de latitude N; 80°45' de longitude O) (fig. 4) contient des lacs dont l'agression des eaux de surface par la pollution acide varie de forte (pH < 5,5) à faible (pH > 5,5) (fig. 5).

Bien que la région du lac Ranger et la région de Wanapitei soient géographiquement proches l'une de l'autre (à moins de 225 km), cette dernière a reçu des

dépôts annuels moyens de sulfate beaucoup plus élevés que la région d'Algoma (fig. 3b). Dans leur étude des valeurs de sulfate dans les lacs par rapport au dépôt de sulfate dans l'Est canadien, Thompson et Hutton (1985) ont indiqué que les récentes évaluations des dépôts humides de sulfate dans la région d'Algoma (Turkey Lakes Watershed, 1980) étaient sensiblement inférieures à celles de la région de Sudbury (1976), soit de 20 c/37 kg·ha⁻¹·an⁻¹, bien que les présentes évaluations (1981-1984) indiquent des taux de dépôts beaucoup plus élevés dans la région d'Algoma (25-35 kg·ha⁻¹·an⁻¹) que ce qui était généralement admis. La région métropolitaine de Sudbury a des problèmes de pollution par la fumée qui remontent au début des années 1900. Des activités d'extraction minière, de fonderie et de coupe du bois ont modifié considérablement l'environnement autour de Sudbury, y compris la contamination des sols et des eaux lacustres par les métaux traces (Hutchinson et Whitby, 1977), ainsi que la réduction du pH et l'augmentation des teneurs en SO₄²⁻ dans bien des lacs et étangs (Conroy *et al.*, 1974).

La région de Wanapitei se trouve dans une grande zone de dépôt élevé de sulfate qui s'étend au nord-est et au sud-ouest des fonderies de minerai de sulfure à Sudbury. Les émissions d'anhydride sulfureux (SO₂) variaient de 4 240 à 7 034 t·jour⁻¹ pour la période de 1960 à 1969. Depuis le milieu des années 1970, un certain nombre de facteurs dont la construction d'une "supercheminée" de 381 m, des modifications apportées au processus de fonderie, des mesures de dépollution et de longues périodes de grève et de fermeture dans l'industrie de récupération de métaux de Sudbury ont permis de réduire considérablement les émissions de polluants atmosphériques (Keller et Pitblado, 1986). Au cours de la période de 1978 à 1983, l'évaluation des émissions annuelles de SO₂ des fonderies de Sudbury variait de 1 065 à 2 562 t·jour⁻¹ alors qu'elle variait de 3 663 à 6 383 t·jour⁻¹ au cours de la période de 1970 à 1977.

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario a mis sur pied la Sudbury Environmental Study (SES) en 1973 en réponse à la menace de dommages permanents causés aux écosystèmes de la région de Sudbury. Au cours de la période de 1974 à 1976, une étude de 209 lacs qui se trouvent dans un rayon de 250 km de Sudbury a été entreprise pour documenter l'influence des dépôts atmosphériques sur les eaux lacustres par région et pour constituer une base de données destinée à la prévision des tendances futures. Ces études ont révélé que bien des lacs au nord-est et au sud-ouest de Sudbury étaient acidifiés (pH < 5,5) et qu'on y avait noté une réduction des pêches au saumon (Conroy *et al.*, 1974; Pitblado *et al.*, 1980), ce qui ressemble aux problèmes rencontrés ailleurs en Amérique du Nord et en Scandinavie. Le dépôt sec de SO₂ et le taux de fumée du soufre, ainsi que les taux de dépôts de SO₄²⁻ et les teneurs en métaux traces, cuivre (Cu), nickel (Ni), zinc (Zn) et fer (Fe) dans les lacs de la région de Sudbury dépendaient fortement de la distance par rapport aux fonderies. Les caractéristiques chimiques des précipitations surveillées au cours de la période de juin 1978 à mai 1979 ont indiqué que les stations de prélèvement au nord de Sudbury recevaient en moyenne des dépôts annuels de SO₄²⁻ (34 kg·ha⁻¹·an⁻¹) inférieurs à ceux des stations près de Sudbury (46 kg·ha⁻¹·an⁻¹) (Jeffries, 1984).

Les valeurs des mesures faites dans ces lacs n'étaient que légèrement supérieures à celles des mesures semblables faites dans les régions de Muskoka-Haliburton et les autres régions du Bouclier précambrien (Scheider *et al.*, 1979), bien que sensiblement inférieures aux teneurs anciennes.

Dans les environs immédiats de Sudbury (dans un rayon de 40 km), les émissions locales comptaient jusqu'à 70 % du Ni et du Cu total déposé (Chan *et al.*, 1984) bien que de récentes diminutions des émissions de SO₂ aient été accompagnées par des baisses des émissions de métaux traces (Keller et Pitblado, 1986). Les taux de dépôt d'aluminium (Al), de manganèse (Mn), d'éléments nutritifs et des ions principaux (à l'exception du SO₄²⁻) des stations situées au nord de Sudbury étaient semblables ou légèrement supérieurs aux taux dans le centre-sud de l'Ontario (Muskoka-Haliburton) (Jeffries, 1984). Pour minimiser l'effet du dépôt local de métaux (Cu, Ni, Zn et Fe) et du dépôt sec de SO₂ de la présente étude, les lacs à l'étude ont été choisis dans un rayon de 38 à 70 km de la fonderie de Copper Cliff (fig. 4), mais tout à fait à l'intérieur de la zone des lacs à faible pH qui s'étend au nord-est de Sudbury.

Une étude faite entre 1981 et 1983 dans le but de prélever de nouveaux échantillons dans 209 des lacs déjà échantillonnés durant la période de 1974 à 1976 a révélé qu'il y avait eu d'importantes améliorations au niveau de la qualité de l'eau (Keller et Pitblado, 1986). Les changements observés au niveau de la qualité de l'eau comprenaient une augmentation du pH et une diminution des teneurs en SO₄²⁻, Ni et Cu. Dans un lac extrêmement acide près de la fonderie, le pH était passé de 4,05 en 1972 à 5,8 en 1984 alors que les concentrations de SO₄²⁻, Cu, Ni, Co, Mn et Zn dans ses eaux ont baissé de 60 à 90 % au cours de cette même période (Hutchinson et Havas, 1986).

Le degré de changements observé indiquait qu'il y avait un rapport général avec la distance de la fonderie de Sudbury, ce qui démontre que la réduction de près de 50 % des dépôts de contaminants à partir de sources provenant de Sudbury était responsable de l'amélioration récente de la qualité de l'eau (Keller et Pitblado, 1986).

2.2. Géomorphologie et hydrologie

Situé à la convergence des formations Supérieure, Sud et Grenville du Bouclier précambrien et de deux systèmes de faille majeure, le grand bassin de Sudbury a une géomorphologie extrêmement complexe. On y trouve des types plutoniques, métavolcaniques et métasédimentaires de roche en place à base de silicate. Dans les bassins lacustres étudiés, les types de roche en place varient de membres frontaux felsiques (quartzite) à des roches sédimentaires siliceuses riches en carbonate, en passant par des roches de composition intermédiaire (volcanique, gneiss, migmatite) (annexe 1). Bien que les roches ignées et métamorphiques prédominent au nord-est de Sudbury, il existe une grande variété de capacité de neutralisation des eaux de surface (Conroy *et al.*, 1978). L'insolubilité relative des groupes felsiques et intermédiaires contraste avec la présence de roches sédimentaires siliceuses riches en carbonate, souvent amplement recouvertes de sédiments postglaciaires. Cette géologie de la roche en place et des couches superficielles améliore la capacité tampon des eaux de surface de certains bassins lacustres. La cote de vulnérabilité de la roche en place de chaque bassin lacustre a été établie dans la région du lac Ranger (Carte 1549A) et celle de Wanapitei (Carte 1550A) (annexe 1) à l'aide des cartes de la Commission géologique du Canada qui indiquent la vulnérabilité de la roche en place et des sols qui en proviennent aux précipitations acides dans le centre-sud et le sud-est du Canada (Shilts, 1981). D'autres informations ont été obtenues à partir des cartes de la Commission géologique de l'Ontario sur la géologie de la roche en place (Carte 2419) et des couches superficielles (Carte 5465).

Comme dans Brousseau *et al.* (1985), chaque lac était classé selon sa vulnérabilité et ensuite comparé selon le type de géologie de sa roche en place et des couches superficielles qui ont formé son bassin. Les lacs ayant des bassins hydrographiques contenant plusieurs types géologiques ont été classés selon le type de roche le moins vulnérable.

Au Lac Wanapitei, trois régions géomorphologiques distinctes ont été définies d'après les cotes de vulnérabilité de la roche en place (fig. 5) comme suit :

- (1) FAIBLE VULNÉRABILITÉ (WLS) : roches sédimentaires siliceuses riches en carbonate.
- (2) VULNÉRABILITÉ MOYENNE (WMS) : roches métavolcaniques mafiques à intermédiaires.
- (3) VULNÉRABILITÉ ÉLEVÉE (WHS) : roches intrusives et métamorphiques felsiques.

Sur la majeure partie de cette région caractérisée par des types de roches en place de vulnérabilité moyenne ou élevée se trouvent des dépôts superficiels composés d'une mince couche de mort-terrain fait de till argileux à sableux (annexe 1). Des dépôts plus épais de moraine frontale de sable et de gravier se trouvent dans la région de faible vulnérabilité, ce qui permet d'augmenter davantage la capacité résiduelle de neutralisation de la région (fig. 5).

Cinq bassins hydrographiques du réseau de la rivière French (2D) sont situés dans la région à l'étude (annexe 2). Les eaux du cours supérieur de la rivière Wanapitei (2DA-2), de la rivière Wanapitei est (2DA-3) et du ruisseau Parkin (2DA-4) s'écoulent directement dans le lac Wanapitei tandis que les eaux de la rivière Chiniguichi (2DC-2) et de la rivière Sturgeon (2DC-1) s'écoulent dans la baie Georgienne par le lac Nipissing et la rivière French. Ces bassins hydrographiques comptent au total 2 152 lacs dont près de 80 % ont une superficie inférieure à 9,9 ha (annexe 2). La densité moyenne de petits lacs dans le cours supérieur du réseau du lac Wanapitei (2DA) (55,1 aux 100 km²) est à peu près la même que celle du réseau du lac Ranger (54,9 aux 100 km²). Il y a un peu moins de petits lacs dans le réseau de la rivière Sturgeon (2DC); cependant la densité globale (37,3 aux 100 km²) demeure supérieure à celle de la plupart des bassins hydrographiques secondaires du Bouclier précambrien (fig. 3d).

La forêt entourant Sudbury a été considérablement déboisée au début des années 1900 afin de permettre le grillage à l'air libre utilisé dans les premières fonderies de la région. Le reboisement a donné une forêt de seconde croissance, mal aménagée, caractérisée par des pins gris (*Pinus banksiana*), des épinettes blanches, des sapins baumiers et des bouleaux à papier.

Contrairement à bien des régions du centre de l'Ontario, les régions étudiées du lac Ranger et de Wanapitei ne sont pas perturbées par les activités humaines comme la construction de chalets. Étant donné que ces deux régions sont près l'une de l'autre, des facteurs comme les habitudes migratoires, les taux de mortalité, le choix du territoire de nidification et la chronologie des couvées ne devraient pas être différents d'une région à l'autre.

Méthodes

1. Élaboration et calendrier des relevés aériens

1.1. Relevés systématiques

Pour étudier les profils de densité et de répartition des populations de sauvagine, un relevé systématique a été mis sur pied dans tout le nord-est de l'Ontario (comme l'indique la figure 4). La région a été divisée en blocs de 100 km de côté selon la projection transversale universelle de Mercator (UTM); la forme irrégulière du bloc de Sault-Sainte-Marie provient du fait que nous avons combiné un certain nombre de blocs partiels le long d'une ligne de convergence de la grille UTM. Nous avons pris dans chaque bloc une parcelle-échantillon (2 × 2 km) dans le coin sud-ouest et une parcelle à tous les 20 km au nord et à l'est, soit au total 25 parcelles par bloc. Dans le bloc de convergence, nous avons choisi les parcelles qui avaient les mêmes désignations vers l'est et vers le nord que celles d'un bloc normal. Cette étude ne portait que sur les parcelles de terre ferme. Un bloc spécial (voir fig. 4) utilisant la même grille de parcelles a été désigné dans la région du lac Ranger. Le tableau 1 donne le calendrier des relevés systématiques des blocs.

Tableau 1
Calendrier de la couverture des blocs du relevé systématique

Bloc	Date	Couverture
Lac Ranger (spécial)	10-16 mai 1980	Parcelles 1-19
	11-15 mai 1981	Parcelles 20-25
	14-18 mai 1985	Total
Killarney	7-9 mai 1981	Total
	10-14 mai 1985	Total
Gogama	8-10 mai 1981	Total
	13 mai 1985	Total
Huntsville	5-6 mai 1981	Total
New Liskeard	11 mai 1985	Total
Nipissing	9 mai 1985	Total
Lac Elliot	13-15 mai 1985	Total
Chapleau	13-18 mai 1985	Total
Sault-Sainte-Marie	13-18 mai 1985	Total

1.2. Relevés sélectifs

Dans la région du lac Ranger, 94 parcelles (2 × 2 km) ont été désignées en 1980 pour couvrir les lacs d'amont dont la chimie de l'eau est connue. En 1981, 1982 et 1985, 43 de ces parcelles (nombres pairs) ont fait l'objet d'un relevé pour examiner la variation annuelle chez les populations de canards. Quarante-quatre autres parcelles ont été désignées autour des zones humides pour étude en 1981. Ces relevés ont fourni des données sur 649 zones humides (les rivières étant exclues); les résultats du relevé de 1981 ont été étudiés dans cet ensemble de données ainsi

que ceux de 1980 pour les zones humides non étudiées en 1981.

Dans la région de Wanapitei, les relevés ont été limités à une zone comprenant 12 townships au nord du lac Wanapitei (fig. 5). Une sélection aléatoire de toutes les zones humides qui se trouvent dans une parcelle de 2 × 2 km a été faite dans chaque township de façon à ce qu'un nombre approximativement égal de zones humides soit choisi dans chacun de ces townships. Le relevé de 1983 a porté sur un total de 414 zones humides dont certaines ont été choisies pour des études de terrain plus détaillées sur les mécanismes potentiels de limitation des ressources alimentaires pour la sauvagine en pleine croissance.

1.3. Description de l'habitat

Les principales caractéristiques de l'habitat de toutes les zones humides visitées dans les régions à l'étude ont été établies à la suite d'une interprétation des photographies aériennes (échelle 1:15 840). Les paramètres comprennent la superficie des eaux libres, la longueur totale du rivage et la longueur du rivage bien aménagé (comme les marais et les zones de plantes de la famille des éricacées). Les indices d'aménagement du rivage (longueur du rivage divisée par la racine carrée de la superficie des eaux libres) ont été calculés à partir de ces mesures.

1.4. Méthode sur le terrain

Tous les relevés ont été faits d'après une méthode commune de travail sur le terrain décrite en détail par Ross (1985) et résumée ci-dessous. Les relevés ont été faits à partir d'un hélicoptère Bell 206 B équipé d'un dispositif permettant d'augmenter le rayon d'action, monté sur le réservoir d'essence, et d'hublots en forme de bulle sur les portes arrière. Ces hublots permettaient aux observateurs de voir à environ 25 cm à l'extérieur de l'habitacle original de l'aéronef, ce qui augmentait considérablement leur champ de vision.

Un observateur assis du côté du passager à l'avant de l'hélicoptère servait de navigateur et d'enregistreur de données et avertissait les autres observateurs lorsque des oiseaux étaient en vue. Ces observateurs étaient assis à l'arrière, à côté de chaque hublot et avertissaient le navigateur des observations de sauvagine par interphone. L'espèce, le sexe, le nombre et l'emplacement exact de tous les oiseaux observés étaient notés directement sur des photographies aériennes recouvertes d'une pellicule d'acétate sur laquelle étaient dessinés l'emplacement des zones humides et les limites des diverses parcelles. Dans le cadre de cette étude, une zone humide était définie comme étant une nappe d'eau libre visible sur une photographie aérienne (échelle de 1:15 840). Les nappes d'eau stagnante individuelles (lacs, étangs, bassins de barrages de castors et bourbiers) étaient généralement faciles à reconnaître; cependant, lorsqu'elles étaient de forme irrégulière ou en série le long d'un bassin hydrographique, chacune était délimitée par la présence d'un émissaire clairement visible. Les petits cours d'eau et les rivières ont généralement été considérés comme des zones humides différentes sauf lorsqu'ils étaient très petits, auquel cas ils étaient considérés comme faisant partie du lac ou de l'étang le plus près. Les petits cours d'eau interreliés étaient divisés selon leur nappe d'eau stagnante respective. Il arrivait que des zones humides aient subi des modifications considérables depuis la date de la photo et dans certains cas, de nouvelles zones humides aient été créées par l'activité des castors. Ces nouvelles zones humides étaient alors signalées au

cours du relevé et le nouveau rivage était tracé sur les photos aériennes. L'aéronef passait au-dessus de tous les habitats de zones humides à des altitudes minimales de 20 m au-dessus du sol et à des vitesses variant du vol stationnaire à 100 km·h⁻¹. Plusieurs passages ont été faits au-dessus de certaines zones humides où l'on soupçonnait la présence d'oiseaux ou là où le sexe et l'espèce des oiseaux ne pouvaient être établis au premier survol. Étant donné que les zones humides des forêts boréales sont petites et séparées sur le Bouclier précambrien, on a effectué toute la couverture de l'habitat de la sauvagine en longeant les rivages.

1.5. Calendrier

Les relevés ont été entrepris au cours d'une période limitée appelée "fenêtre de relevé" alors que la plupart des oiseaux reproducteurs avaient commencé la nidification. Cette période commence lorsque les oiseaux migrateurs sont déjà passés par la région et avant que les mâles ne la désertent au cours de l'incubation (cf. Dzubin, 1969 et Dennis, 1974a). La durée de cette période dans le nord de l'Ontario n'est pas connue étant donné qu'il n'y a aucune étude phénologique détaillée pour cette région. Ces observations ont été faites pendant une période relativement courte de deux semaines, une semaine après le déglacage des petites zones humides (< à 10 ha) (du début mai à la mi-mai). Il n'était pas toujours possible d'échantillonner chaque espèce dans sa "fenêtre" appropriée étant donné qu'il n'y avait qu'un seul survol. Les évaluations de la densité de population des espèces à nidification tardive, particulièrement le Morillon à collier, doivent être considérées comme approximatives. Ces espèces nidifient presque un mois après les autres, bien que leur migration réelle ait semblé terminée avant les survols du relevé.

1.6. Analyse des données

Les résultats sont exprimés en nombres de "couples indiqués" par espèce, basés sur le nombre de mâles seuls, de paires et de vols comptant cinq mâles et moins (cf. Dzubin, 1969). Le sexe du Canard noir ne pouvait généralement être déterminé sur le terrain; c'est pourquoi les estimations des "couples indiqués" étaient produites à l'aide des rapports connus des sexes du Canard malard, une espèce apparentée (cf. Dennis (1974a)). L'équation de régression multiple suivante a été mise au point à l'aide de toutes les données disponibles sur les couples nicheurs des zones humides de l'Ontario, où se trouve le Canard malard :

$$Y = 0,0700 + 0,632 X_1 + 1,1166 X_2 + 0,7398 X_3 \quad [1]$$

$$R_2 = 0,9577, p < 0,00001$$

où Y = nombre de couples indiqués de Canards malards
 X_1 = nombre de Canards malards seuls
 X_2 = nombre de vols de deux Canards malards
 X_3 = nombre de Canards malards en vols de 3 à 10 oiseaux

Les évaluations de couples indiqués de Canards noirs peuvent donc être faites en remplaçant les Canards malards de l'équation par les Canards noirs. Les zones humides qui ne comptaient pas de Canards noirs ($X_1 = X_2 = X_3 = 0$) étaient donc censées ne contenir aucun couple indiqué ($Y = 0$), i.e., l'équation n'était pas utilisée dans ces cas.

Le Huart à collier est lui aussi effectivement monomorphique. Étant donné que ces oiseaux sont très fortement territoriaux, les couples indiqués ont été déterminés à partir de la présence soit d'un seul oiseau, soit d'une paire d'oiseaux vivant près l'un de l'autre. Dans

Tableau 2
Paramètres de la morphométrie des lacs utilisés dans la sélection des lacs à l'étude, exprimés sous forme de médianes (étendue entre parenthèses)

Région à l'étude	N	Superficie du lac, ha	Profondeur maximale, m	Superficie du bassin hydrographique, ha	Types hydrologiques	
					I-II	≥ III
Lac Ranger	69	5,50 (0,7-26,3)	4,59 (1,0-30,5)	189,8 (16,3-2078,0)	41 %	59 %
Wanapitei	55	4,39 (0,6-27,2)	4,39 (1,0-14,0)	70,4 (2,7-1855,0)	66 %	34 %

le cas de la Bernache du Canada (*Branta canadensis*), les couples indiqués ont été comptés pour chaque oiseau seul, chaque paire ou chaque volée de trois oiseaux et les vols plus nombreux ont été ignorés.

Les densités de couples nicheurs ont été exprimées en nombres de couples indiqués aux 100 km² et accompagnées par une évaluation de l'écart-type. Ce calcul a été fait à l'aide de la formule mise au point par G.E.J. Smith pour les échantillons systématiques (Ross, 1987).

2. Limnologie, utilisation de la sauvagine et études trophiques

2.1. Études pilotes (1980-1982)

Les méthodes utilisées dans l'étude pilote entreprise dans la région du lac Ranger entre 1980 et 1982 sont décrites ci-dessous par référence aux études comparatives faites en 1983. Lorsque ces méthodes diffèrent, une explication supplémentaire est donnée à l'annexe 3.

Les études de base faites dans les deux régions en 1983 comprenaient l'échantillonnage de l'eau et les relevés de la sauvagine, ainsi que l'échantillonnage des ménéés et des invertébrés aquatiques. Les étangs et les lacs d'amont petits et peu profonds qui drainent des régions relativement petites ont été étudiés (tableau 2). Les lacs avaient une superficie de 0,6 à 27,2 ha (valeur médiane de 5,0 ha) et ils étaient généralement peu profonds (1,0 à 30,5 m, valeur médiane de 4,4 m).

Toutes les analyses statistiques ont été faites à l'aide du système d'analyse statistique (SAS) informatisé (Statistical Analysis System Institute Inc., 1982).

2.2. Qualité de l'eau

L'échantillonnage de l'eau s'est fait du 5 au 9 juin à Wanapitei et du 12 au 17 juin au lac Ranger. Avant l'échantillonnage, les profils de température ont été mesurés à l'endroit le plus profond du lac. D'après les directives du ministère de l'Environnement (1979), un échantillon composite non pondéré d'eau a été prélevé à l'aide d'un tube de plastique souple Tygon descendu dans l'épilimnion et le métalimnion des lacs stratifiés, ou à une profondeur de 1 m au-dessus du fond dans les étangs ou les lacs peu profonds. Des échantillons aléatoires étaient prélevés lorsque les profondeurs maximums n'excédaient pas 1 m. Après préservation, les échantillons étaient refroidis à 4° C et transportés au Centre de foresterie des Grands Lacs à Sault-Sainte-Marie, Ontario, pour les analyses chimiques. Tous les échantillons ont subi un filtrage grossier sur un filtre Wheaton n° 4 pour éliminer les particules en suspension. Les échantillons préparés pour les analyses d'éléments nutritifs et de carbone ont été filtrés une seconde fois sur un filtre Millipore de 0,45 µm (Sartorius).

Les dosages chimiques, les méthodes et l'équipement utilisés étaient conformes aux directives du ministère

de l'Environnement (1979) (annexe 4), à l'exception de l'alcalinité totale au point d'inflexion (HCO₃⁻) qui était mesurée par une méthode de dosage électrométrique équivalant à la technique Gran. La conductivité (µmho·cm⁻¹ à 25°C) et le pH étaient mesurés potentiométriquement dans les 24 heures suivant le prélèvement. Les mesures de conductivité ont été étalonnées à 20°C et ajustées selon la concentration des ions hydrogène (KCORR) à l'aide des méthodes présentées par Sjors (1950). Les analyses ont été complétées par celles d'autres ions principaux, dont le calcium (CA²⁺), le magnésium (Mg²⁺), le potassium (K⁺), le sodium (Na⁺), le sulfate (SO₄²⁻), le chlorure (Cl⁻) et la silice (SiO₂), les éléments nutritifs, dont l'azote Kjeldhal total (AKT), l'ammoniac (NH₃), le nitrite et le nitrate (NO₂ + NO₃), le phosphore total (PT) et le phosphore réactif soluble (PO₄), le carbone total (CT), le carbone organique total (COT) et le carbone inorganique total (CIT), ainsi que les métaux traces dont Al, Mn, Zn, Cu, Ni, le plomb (Pb), le cadmium (Cd) et Fe. Les dosages du sulfate ont été faits à l'aide de la méthode du bleu de méthylthymol (BMT). La détermination de la couleur réelle et apparente de l'eau (exprimée en unités de couleur platine-cobalt APHA) a été faite avec des échantillons prélevés dans la zone littorale (< 1 m) et au milieu du lac, du 24 juin au 5 juillet 1984 dans la région du lac Ranger et du 25 juillet au 8 août 1984 dans celle de Wanapitei.

2.3. Description de l'habitat

Comme à la section 1.3., des données ont également été recueillies sur les caractéristiques physiographiques des lacs et de leur bassin hydrographique. Les évaluations de la superficie des lacs (SL), de la longueur du rivage (LR) et de la zone riparienne (RIP), qui a été calculée comme étant la zone qui s'étend de la lisière de la forêt jusqu'aux eaux libres, ont été faites à partir de l'interprétation des photographies aériennes (échelle de 1:15 840). Le rapport des zones humides (WETRAT) était calculé comme le rapport de la zone riparienne et de la superficie des lacs. Les indices d'aménagement du rivage (IAR) ont également été calculés. Les profondeurs maximums des lacs (ZMAX) ont été établies à partir des données bathymétriques recueillies pour chaque lac. En ce qui a trait aux lacs à l'étude de la région de Wanapitei, on a calculé la distance jusqu'à la fonderie de Copper Cliff. L'altitude du lac (ELEV) et la superficie totale du bassin hydrographique d'amont (DRAIN) de chaque lac ont été mesurées à partir des cartes topographiques (échelle de 1:50 000).

Les cartes topographiques et les photographies aériennes ont été utilisées pour définir le type hydrologique de chaque lac selon son ordre de drainage (voir tableau 2) et l'importance relative de l'échange d'eau de surface par les cours d'eau à l'entrée et à la sortie (données modifiées de Eilers *et al.*, 1983) comme suit :

1) Type I : aucune entrée ou sortie permanente (l'apport

d'eau souterraine peut être très faible ou moyen).

2) Type II : sortie intermittente seulement (l'apport en eau souterraine peut être moyennement fort).

3) Type III : entrée et sortie permanentes (ce qui indique un écoulement relativement fort des eaux de surface).

4) Type IV : plus d'une entrée et d'une sortie permanentes (ce qui indique une hiérarchie de drainage en aval et un fort écoulement des eaux de surface).

2.4. Échantillonnage des ménéés

Les estimations de la présence et de l'abondance d'espèces de petits poissons non gibier ont été faites avec des pièges appâtés en fil de fer. L'échantillonnage des poissons a eu lieu entre le 30 juin et le 3 août 1983. Les pièges cylindriques ont été fabriqués avec de la toile métallique de 6 mm de maille; ils mesuraient 1,0 m sur 0,30 m avec une ouverture de 40 mm à chaque extrémité conique. Un piège appâté avec des biscuits pour chiens était disposé en eau peu profonde (< 2,5 m) pendant 24 heures dans chacun des cinq sites équidistants le long du rivage de chaque lac. Chaque piège était suspendu à des bouées et ancré pour l'empêcher de dériver, sauf en eau peu profonde où les pièges étaient souvent déposés au fond. Les ménéés capturés étaient préservés dans une solution à 10 % de formaline avant d'être triés, identifiés et comptés. Les autres organismes trouvés dans les pièges, notamment les têtards, les tritons, les écrevisses et les macroinvertébrés étaient comptés et relâchés.

2.5. Échantillonnage des invertébrés aquatiques

Les communautés de macroinvertébrés aquatiques ont été étudiées dans un sous-ensemble comptant 18 lacs dans chaque région. Les lacs ont été sélectionnés dans toute la gamme des pH et comprenaient des lacs avec poissons et sans poisson, dont la superficie variait de 1,5 à 7,5 ha.

Une méthode normalisée de filet à balayage a été utilisée pour la compilation des listes des taxons d'invertébrés à des fins comparatives. Dix échantillons consistant en 10 balayages consécutifs ont été prélevés à des points équidistants parallèles au rivage de chaque lac, dans moins de 1 m de profondeur. Chaque balayage s'est fait à l'avant d'un canot avançant sur l'eau; le filet décrivait un arc en partant de la surface de l'eau pour plonger et passer le plus près possible du substrat pour ensuite revenir à la surface. Le filet utilisé était un sac de 43 cm de profondeur, de 9 mailles au centimètre, monté sur un cadre en forme de D d'une superficie de 625 cm² au bout d'un manche de 122 cm de long. Les invertébrés ont été échantillonnés entre le 17 et le 24 juillet dans la région de Wanapitei et entre le 26 juillet et le 1^{er} août dans la région du lac Ranger.

Les insectes ont été identifiés jusqu'au taxon le plus bas, compte tenu du stade de développement auquel étaient rendus la majeure partie des spécimens de chaque taxon. La seule exception était les Corisidés pour lesquels on n'a identifié que les adultes étant donné que les jeunes qui constituaient la plus grande partie d'un grand nombre d'échantillons ne pouvaient être identifiés de façon adéquate. Les groupes d'insectes non inclus dans les analyses étaient ceux d'origine terrestre et les adultes aériens de formes aquatiques, particulièrement les diptères qui ont souvent été capturés à la surface de l'eau. Chaque lac a reçu une cote en fonction de la présence ou de l'absence des principaux taxons d'insectes définis comme étant ceux qui avaient été enregistrés au cours des échantillonnages obtenus

avec les filets à balayage provenant de plus d'un lac dans une même région.

2.6. Relevés de la sauvagine

La répartition et la densité des oiseaux reproducteurs adultes ont été établies à partir de relevés par hélicoptère au cours de la période de la construction des nids en mai 1980 et 1981 dans la région du lac Ranger et en mai 1983 dans la région de Wanapitei (cf. section 1.2.). Des relevés terrestres réguliers ont été faits sur toutes les nappes d'eau en 1983 afin d'évaluer l'activité des adultes et des nichées. Chaque nappe d'eau a fait l'objet de deux relevés au cours de la période de couvain, une fois entre le 19 juin et le 5 juillet et une seconde fois entre le 26 juillet et le 7 août. Les relevés ont été menés simultanément dans les deux régions à l'étude par deux équipes formées chacune de deux observateurs entraînés. Ces relevés ont eu lieu entre 6 h 00 et 12 h. Les relevés n'ont pas été effectués lorsqu'il ventait ou pleuvait très fort. Les équipes ont entrepris des vérifications complètes, en canot ou sur la terre ferme, de tous les habitats aquatiques et ripariens. L'emplacement, le nombre et l'âge des jeunes étaient notés sur des cartes à l'échelle des lacs à l'étude, ainsi que les observations sur l'alimentation et les autres comportements. L'âge des cannetons a été établi en fonction du développement du plumage décrit par Gollop et Marshall (1954).

1. Répartition de la sauvagine reproductrice dans le nord-est de l'Ontario

1.1. Profils généraux

Les blocs de relevé du nord-est de l'Ontario (fig. 4) couvrent une zone d'intergradation entre la Région des Grands Lacs et du Saint-Laurent et la Région forestière boréale (Rowe 1972). Dans toute cette région, le nombre d'habitats en zone humide était étonnamment constant, variant de 4,9 à 6,0 zones humides par parcelle (tableau 3). Les parties septentrionales des parcelles, y compris le bloc de convergence de Sault-Sainte-Marie qui représente le mieux les régions VIXEN et GONG, sont physiographiquement très semblables. Elles sont dominées par un terrain boréal montueux, parsemé de forêts de conifères et de lacs de dimensions diverses répartis uniformément dans toute cette région. Les densités globales des couples nicheurs sont très semblables dans ces blocs, soit environ une paire au kilomètre carré (fig. 6). La partie méridionale des blocs s'étend sur un habitat à essences plus feuillues, sauf dans le bloc Nipissing où la majeure partie de la superficie est constituée de terres basses et plates comptant plus de zones humides marécageuses et plus utilisées pour l'agriculture. Dans le bloc Nipissing, l'habitat supérieur est caractérisé par la densité globale de couples nicheurs la plus élevée de toute autre enregistrée ailleurs tandis que dans les autres blocs méridionaux, leurs nombres sont

semblables à ceux des blocs plus au nord (fig. 6).

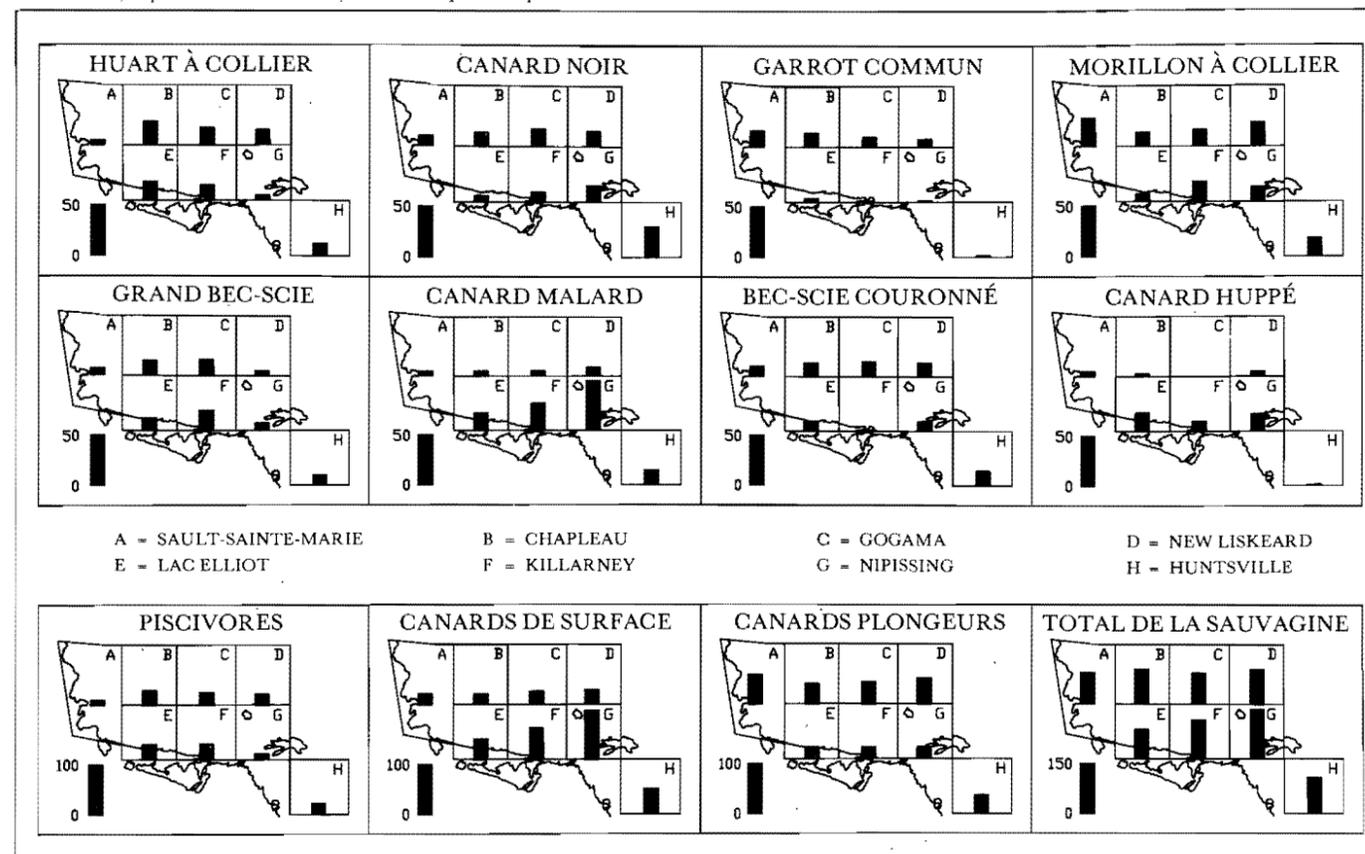
Les profils de la répartition géographique de certaines espèces de sauvagine et des groupes taxonomiques correspondants sont mis en évidence à la figure 6 et sont décrits dans la liste annotée des espèces présentée à l'annexe 5. Les canards de surface, et particulièrement le Canard malard et le Canard huppé (*Aix sponsa*), étaient abondants dans la partie méridionale des blocs, principalement dans le bloc Nipissing. Les canards plongeurs, particulièrement le Garrot commun et le Bec-scie couronné, étaient plus répandus dans les forêts boréales de la partie septentrionale des blocs, y compris Sault-Sainte-Marie. Dans le bloc de Huntsville, les profils de répartition de la sauvagine étaient semblables à ceux de la partie septentrionale des blocs, sauf pour l'absence remarquée des Garrots. Le nombre des espèces piscivores augmentait d'est en ouest dans la région à l'étude, bien que ces nombres fussent plus faibles près du rivage du lac Supérieur.

Une analyse des espèces et des associations de parcelles a été effectuée à l'aide d'une technique modifiée de classement par établissement réciproque des moyennes (TWINSPAN, Hill, 1979a) avec les données portant sur les couples nicheurs de 191 parcelles de relevés systématiques dans les huit blocs du relevé général. Le dendrogramme qui en est résulté (fig. 7) illustre les principales associations entre les 11 espèces de sauvagine

Tableau 3 Densités de reproduction de la sauvagine dans les huit blocs relevés dans le nord-est de l'Ontario, exprimées sous forme de densité moyenne et d'écart-type des couples indiqués aux 100 km²

Bloc:	Sault-Sainte-Marie		Chapleau		Gogama		New Liskeard		Lac Elliot		Killarney		Nipissing		Huntsville		Moyenne	
	Dens. ± É.-T.	Dens. ± É.-T.	Dens. ± É.-T.	Dens. ± É.-T.	Dens. ± É.-T.	Dens. ± É.-T.	Dens. ± É.-T.	Dens. ± É.-T.	Dens. ± É.-T.	Dens. ± É.-T.	Dens. ± É.-T.	Dens. ± É.-T.	Dens. ± É.-T.	Dens. ± É.-T.	Dens. ± É.-T.			
Huart à collier	3,57	2,09	22,00	4,20	17,00	3,85	13,00	3,43	18,42	5,71	15,22	5,22	5,00	2,67	11,00	4,34	12,82	1,39
Bernache du Canada	0,89	0,72															0,13	0,10
Canard malard	6,25	3,00	6,00	2,84	6,00	3,05	9,00	6,46	17,11	7,04	26,09	9,29	52,00	13,66	14,00	4,94	16,80	2,51
Canard noir	9,64	3,62	12,00	3,15	18,60	4,77	16,80	4,34	5,53	2,25	12,61	4,99	16,40	4,35	30,80	6,71	15,54	2,56
Canard pilet																	0,13	0,12
Sarcelle à ailes vertes			2,00	1,93	2,00	1,24	1,00	0,96			6,52	4,74	10,00	3,56	4,00	2,36	3,20	0,84
Sarcelle à ailes bleues	0,89	0,72					2,00	1,47			7,61	4,28	11,00	7,04	3,00	2,22	3,08	1,09
Canard huppé	6,25	3,28		1,93			4,00	2,22	19,74	5,81	10,87	3,96	18,00	4,62	1,00	0,96	7,31	1,13
Morillon à collier	28,57	6,82	13,00	4,41	16,00	4,34	22,00	9,84	7,89	2,91	20,65	6,59	15,00	6,12	19,00	7,73	18,20	2,34
Petit Morillon	3,57	2,87															0,51	0,41
Garrot commun	16,96	5,43	13,00	6,04	10,00	4,24	9,00	4,94	3,95	1,84			1,00	1,11			7,05	1,40
Petit Garrot			2,00	1,11	1,00	0,96	3,00	2,89			1,09	1,06			2,00	1,47	1,15	0,47
Bec-scie couronné	9,82	3,79	13,00	3,73	15,00	4,75	14,00	2,78	10,53	4,24	1,09	1,22	11,00	2,72	16,00	5,64	11,41	1,36
Grand Bec-scie	8,04	3,04	14,00	3,60	7,00	3,20	6,00	2,36	13,16	4,69	15,22	5,33	8,00	3,47	10,00	3,56	10,00	1,29
Bec-scie à poitrine rousse	0,89	0,88											1,00	0,96			0,26	0,18
Total	95,36	16,77	99,00	15,40	92,60	15,70	99,80	21,80	97,63	17,79	116,96	15,02	149,40	26,75	110,80	19,09	107,59	6,74
% des zones humides occupées	34,3 %		39,3 %		43,9 %		45,1 %		42,1 %		41,8 %		42,7 %		37,5 %		40,8 %	

Figure 6 Densités de reproduction de huit espèces communes de sauvagine et des groupes taxonomiques combinés dans les huit blocs recensés dans le nord-est de l'Ontario, exprimées en densité moyenne de couples indiqués aux 100 km²



qui comptent en moyenne plus d'un couple nicheur aux 100 km² dans cette région. Les espèces piscivores (c. à-d. le Huart à collier et le Grand Bec-scie) se trouvaient souvent ensemble dans les parcelles, bien que le Grand Bec-scie se soit trouvé plus souvent sur les rivières et les ruisseaux. Les espèces typiquement boréales, notamment le Garrot commun, le Bec-scie couronné, le Morillon à collier et le Canard noir se trouvaient souvent ensemble dans les parcelles. Des deux groupes restants, le plus important était celui des Canards huppés, des Sarcelles à ailes bleues (*Anas discors*) et des Canards malards (fig. 7), groupe qui était souvent associé aux zones agricoles de la région à l'étude.

Une évaluation du nombre d'oiseaux reproducteurs menacés par les effets des précipitations acides a été obtenue en utilisant les données des relevés faits dans la région ainsi que l'information sur la vulnérabilité au milieu acide (fig. 7). Étant donné que la plupart des terrains géologiquement vulnérables du nord-est et du centre de l'Ontario ont fait l'objet d'un relevé, les estimations des populations de sauvagine reproductrices ont été extrapolées à partir des informations existantes (tableau 3). Environ 105 000 paires d'oiseaux nichent dans un habitat vulnérable du nord-est de l'Ontario, d'environ 97 500 km² et qui reçoit actuellement plus de 10 kg de SO₄²⁻ · ha⁻¹ · an⁻¹ (fig. 3a, 3b). Des nombres considérables de piscivores (22 200 paires), de canards plongeurs (36 800 paires) et de canards de surface (44 700 paires) sont potentiellement touchés (fig. 7). Le nombre estimatif de paires des espèces les plus communes sont : le Huart à collier (12 500), le Grand Bec-scie (9 700), le Canard huppé (7 100), la Sarcelle à ailes bleues (3 000),

Figure 7 Dendrogramme produit par TWINSPAN illustrant les principales associations des espèces de sauvagine à partir des relevés systématiques faits dans les huit blocs du nord-est de l'Ontario, et décrivant la position relative de chacune quant au nombre de couples indiqués se reproduisant dans les régions géologiquement vulnérables, recevant des dépôts humides de sulfate supérieurs à 10 kg · ha⁻¹ · an⁻¹

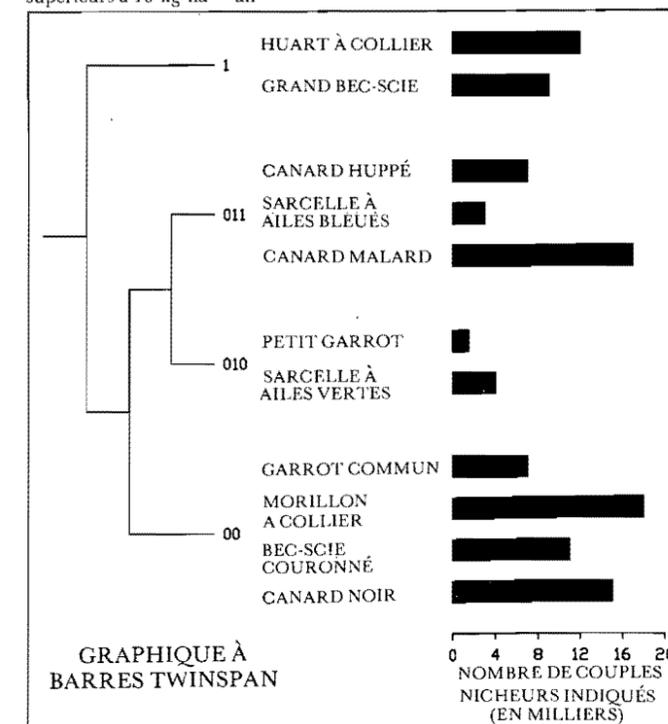


Tableau 4
Comparaison par année des résultats des relevés de la sauvagine provenant de trois blocs dans le nord-est de l'Ontario, exprimée sous forme de densité moyenne de couples indiqués aux 100 km²

Espèce	Lac Ranger (spécial)		Gogama		Killarney	
	1980-81	1985	1981	1985	1981	1985
Huart à collier	9,00	10,00	21,00	17,00	13,04	15,22
Canard malard	2,00	4,00	6,00	6,00	30,44	26,09
Canard noir	9,60	6,00	19,40	18,60	12,17	12,61
Sarcelle à ailes vertes			2,00	2,00	2,17	6,52
Sarcelle à ailes bleues					10,87	7,61
Canard huppé		2,00			4,35	10,87
Morillon à collier	13,00	24,00	27,00	16,00	21,74	20,65
Garrot commun	12,00	15,00	14,00	10,00	1,09	
Petit Garrot	1,00	1,00	6,00	1,00		1,09
Bec-scie couronné	10,00	15,00	14,00	15,00	9,78	1,09
Grand Bec-scie	9,00	10,00	9,00	7,00	8,70	15,22
Total	65,60	87,00	118,40	92,60	114,35	116,96

Tableau 5
Comparaison de quatre années de relevés de la sauvagine dans 43 parcelles dans la région du lac Ranger, exprimée sous forme de densité moyenne de couples indiqués aux 100 km²

Espèces	1980	1981	1982	1985
Huart à collier	29,0	46,0	42,0	39,0
Canard malard	9,0	17,0	9,0	18,0
Canard noir	23,8	30,6	27,4	40,2
Sarcelle à ailes vertes	1,0	2,0	0,0	0,0
Sarcelle à ailes bleues	0,0	0,0	1,0	1,0
Canard souchet	0,0	3,0	0,0	0,0
Canard huppé	0,0	6,0	8,0	8,0
Morillon à collier	40,0	45,0	36,0	44,0
Garrot commun	52,0	66,0	57,0	56,0
Petit Garrot	2,0	3,0	1,0	1,0
Bec-scie couronné	23,0	19,0	28,0	22,0
Grand Bec-scie	11,0	14,0	33,0	25,0
Total	190,8	251,6	242,4	254,2

le Canard malard (16 400), le Petit Garrot (*Bucephala albeola*) (1 100), la Sarcelle à ailes vertes (*Anas crecca*) (3 100), le Garrot commun (6 900), le Morillon à collier (17 700), le Bec-scie couronné (11 100) et le Canard noir (15 100).

1.2. Variabilité temporelle de l'abondance de la sauvagine

Trois blocs (Lac Ranger, Gogama et Killarney) ont fait l'objet d'un second relevé après quatre ans (1981 et 1985) (tableau 4) et l'abondance relative des espèces était presque identique au cours de ces deux relevés. Aucune différence statistiquement significative ne pouvait être discernée bien qu'il y ait eu certaines divergences occasionnelles entre les valeurs de certaines espèces (test du rang et des signes Wilcoxon) (Siegel, 1956). Les relevés basés sur une seule visite ont un élément de variabilité additionnel étant donné que les oiseaux se déplacent dans un certain nombre de lacs qui font partie de leur territoire et ne sont pas nécessairement sur le lac où ils ont établi leur nid lors du relevé. Il est tout à fait possible qu'un oiseau qui se reproduit dans une parcelle donnée soit temporairement à l'extérieur de celle-ci lors du relevé ou vice versa. Le fait que la densité annuelle moyenne de la sauvagine des trois blocs était presque identique au cours des deux années de relevé (1981 = 99,45; 1985 = 98,85) suggère fortement que l'erreur d'échantillonnage joue un rôle majeur dans les différences au niveau des espèces. Ces résultats sont en grande partie confirmés par les relevés multiples faits dans la région du lac Ranger (tableau 5), où on n'a pu observer aucune tendance significative. Le faible compte total des oiseaux aquatiques pour 1980 peut être dû en partie à

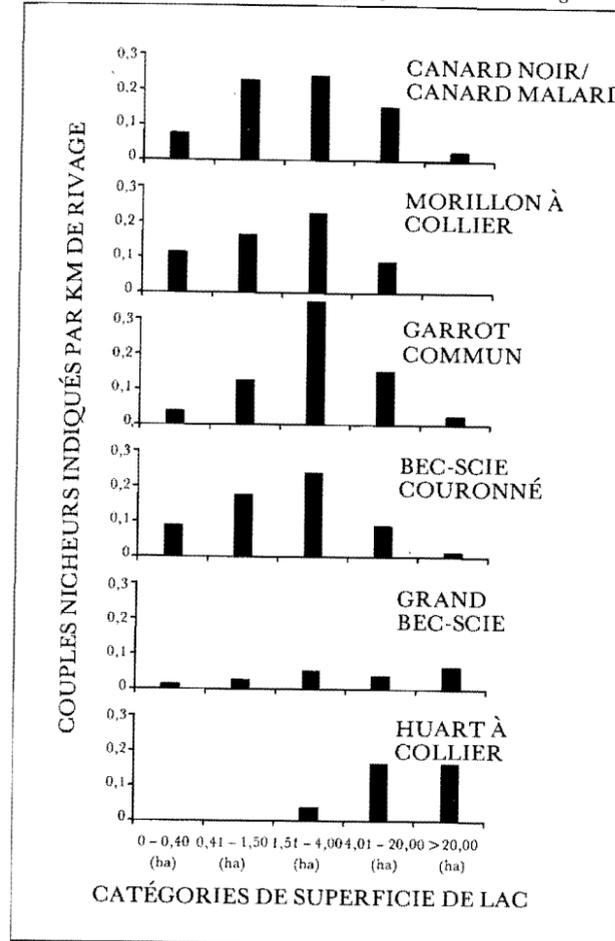
l'inexpérience étant donné que c'était la première année d'utilisation de cette technique de relevé.

Lorsque l'on considère l'ensemble des données du second relevé, on n'aperçoit aucune augmentation ou diminution constante des populations individuelles de sauvagine au cours de ces années. Seul le Canard huppé montre une augmentation constante dans toutes ces comparaisons. Bien que cette tendance n'ait pas une importance statistique, elle est vraisemblablement réelle étant donné que cette espèce a constamment augmenté en nombre dans le sud de l'Ontario (Ross *et al.*, 1984) et ailleurs dans tout son territoire (Bellrose, 1978). D'autres espèces ont eu des populations relativement stables, ce qui autorise la comparaison de l'abondance et de la répartition de ces oiseaux dans les différentes régions, durant différentes années au cours de la période à l'étude.

1.3. Répartition de la sauvagine dans les régions à l'étude

Lorsque l'étude s'est déplacée dans une deuxième région plus agressée par la pollution acide (Wanapitei) en 1983, il a fallu établir si la sauvagine choisissait les mêmes habitats dans les deux régions, c.-à-d. si les lacs comparables dans les deux régions étaient occupés de la même façon. Pour y arriver, les lacs ont été divisés en diverses classes ou cellules selon la superficie globale de l'eau, l'indice d'aménagement du rivage et la longueur des zones littorales bien développées (voir l'annexe 6 pour la description des cellules). L'occupation des lacs (présence d'une paire indiquée) dans des cellules semblables pouvait alors être comparée entre les deux régions. Ces résultats provenant de 649 et 414 zones humides dans les régions respectives du lac Ranger et de Wanapitei sont donnés à l'annexe 6 pour six espèces communes. Les fréquences réelles des lacs occupés par rapport aux lacs inoccupés ont été comparées à l'aide de multiples ensembles issus de tests χ^2 selon la méthode Mantel-Haenszel pour combiner un ensemble de 2 x 2 tableaux. Ces essais n'ont révélé aucune différence significative entre les deux régions à l'étude en ce qui a trait à l'occupation de zones humides comparables. Bien que la densité de reproduction relativement faible rende l'interprétation des tests statistiques problématique, l'étude approfondie des valeurs indique également un degré considérable de similitude entre ces deux régions. Ces résultats suggèrent que la sauvagine se comporte de façon semblable en réponse à un grand éventail de types d'habitat dans les deux régions à l'étude et assurent ainsi la continuité nécessaire pour tirer des conclusions plus générales au sujet du mode de sélection

Figure 8
Densités de reproduction de six espèces communes de sauvagine dans les lacs de diverses classes de superficie dans les deux régions à l'étude combinées, exprimées en nombre de couples indiqués par kilomètre de rivage



de l'habitat pour la couvainon et des rapports prédateurs-proies dans les deux régions à l'étude.

Étant donné qu'aucune différence n'a été établie en ce qui a trait à la sélection du type de lac, les données des deux régions peuvent être réunies pour étudier les préférences relatives aux dimensions des lacs. La densité des couples reproducteurs a été calculée en fonction du nombre de paires indiquées de chaque espèce par kilomètre de rivage des lacs dans les cinq classes de superficie utilisées dans l'analyse précédente (fig. 8). Il est évident que les insectivores (le Garrot commun et le Bec-scie couronné) et les généralistes (le Canard noir, le Canard malard et le Morillon à collier) préfèrent les petits lacs habituellement de moins de 20 ha, et particulièrement ceux dont la superficie varie de 1,5 à 4,0 ha. Les piscivores (Grand Bec-scie et Huart à collier) occupent des nappes d'eau plus étendues bien que le Grand Bec-scie utilise également des habitats de rivière et de petits cours d'eau. Ces résultats viennent appuyer la décision selon laquelle il faut restreindre l'étude aux zones humides plus petites, principalement celles d'amont (voir tableau 2), afin de se concentrer sur le plus d'oiseaux possible.

2. Description des milieux lacustres

2.1. Analyse factorielle

Les statistiques fondamentales (moyenne \pm l'écart-type, médiane) de 31 variables morphométriques et chimiques sont résumées au tableau 6 selon les cinq groupes de vulnérabilité de la roche en place définis à l'annexe 1 (lac Ranger—VIXEN et GONG; Wanapitei—vulnérabilité élevée (WHS), moyenne (WMS) et faible (WLS)). Une analyse factorielle principale a été appliquée à 22 variables environnementales pour décrire le milieu des lacs d'amont étudiés. Les variables ont été choisies de façon à correspondre à la morphométrie du lac et du bassin hydrographique (superficie du

Figure 9
Diagramme illustrant les résultats de l'analyse factorielle principale de l'ensemble de données combinées du lac Ranger et de Wanapitei (N = 123 lacs). Le pourcentage de la variabilité du facteur individuel expliqué par chaque variable est indiqué

VALEUR EIGEN % DE LA VAR. EXPL.	FACTEUR 1 ACIDITÉ 4,879 (35,9 %)	FACTEUR 2 FORCE IONIQUE 3,269 (24,0 %)	FACTEUR 3 EUTROPHISATION 1,946 (14,3 %)	FACTEUR 4 MORPHOMÉTRIE 1,547 (11,4 %)
pH MN HCO ₃ AL SO ₄ ZN CU NO ₂ + NO ₃	- [diagonal lines]	+ [cross-hatch]		
KCORR CA + MG NA K	- [empty box]	+ [cross-hatch]		
COT PO ₄ FE AKT ZMAX WETRAT	- [diagonal lines] + [empty box]		+ [diagonal lines]	
DRAIN SL IAR			- [diagonal lines]	+ [empty box]

Tableau 6
Résumé des statistiques (moyenne ± É.-T., médiane) de 31 paramètres chimiques et physiques des lacs échantillonnés dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei en 1983, selon les groupes de vulnérabilité de la roche en place (lac Ranger — VIXEN et GONG; Wanapitei — vulnérabilité élevée (WHS), moyenne (WMS) et faible (WLS))

Variable	Unités	Wanapitei						Lac Ranger								
		WHS (N = 20)		WMS (N = 24)		WLS (N = 11)		VIXEN (N = 35)		GONG (N = 34)						
		Moyenne	± É.-T.	Médiane	Moyenne	± É.-T.	Médiane	Moyenne	± É.-T.	Médiane	Moyenne	± É.-T.	Médiane	Moyenne	± É.-T.	Médiane
Morphométrie lacustre																
1. Altitude du lac	m	1098	79	1050	1040	94	1000	1096	61	1100	1374	153	1450	1582	103	1600
2. Longueur du rivage	m	1108	566	1080	1947	1304	1708	1584	725	1785	1514	965	1188	2009	1243	1607
3. Superficie du lac	ha	4,24	3,08	3,15	8,68	8,33	4,55	6,75	4,85	7,0	6,59	6,28	4,60	9,74	6,73	8,25
4. Superficie riparienne	ha	1,97	1,63	1,50	4,37	6,60	2,35	1,91	2,04	1,90	2,71	6,25	1,10	2,79	5,91	1,30
5. Rapport des zones humides	*	1,62	0,63	1,48	1,69	0,74	1,53	1,51	0,67	1,28	1,55	0,78	1,33	1,34	0,47	1,17
6. Aménagement du rivage	*	1,37	0,34	1,55	2,00	0,84	1,78	1,82	0,34	1,73	1,78	0,45	1,66	1,82	1,19	1,69
7. Superficie du bassin hydrographique	ha	122,8	130,4	63,4	296,1	464,9	81,3	74,1	40,5	74,6	445,4	524,9	230,7	256,8	235,1	160,9
8. Profondeur maximale	m	4,36	2,69	3,40	5,31	3,58	4,50	6,38	4,24	5,20	6,24	5,80	4,60	6,64	6,31	4,50
Chimie lacustre																
9. pH	*	4,75	0,40	4,65	5,50	0,67	5,69	6,09	0,89	6,33	6,57	0,49	6,66	6,17	0,43	6,28
10. Conductivité pondérée	µmho/cm	27,3	4,9	27,8	31,5	6,6	31,1	39,2	14,0	34,2	33,7	9,2	34,8	23,0	3,3	23,3
11. Couleur de l'eau	unités Hazen	14	13	10	25	18	20	25	17	20	44	32	38	25	16	20
12. Alcalinité (TIP)	µeq/L	3,4	12,4	0	37,3	53,2	16,7	119,9	150,4	52,1	141,5	82,7	141,8	50,1	33,9	52,7
13. Calcium	mg/L	2,32	0,74	2,04	3,71	1,23	3,69	5,71	3,49	4,14	4,12	1,21	4,17	2,78	0,65	2,68
14. Magnésium	mg/L	0,56	0,09	0,54	0,74	0,21	0,71	0,88	0,32	0,82	1,03	0,38	1,02	0,61	0,09	0,60
15. Potassium	mg/L	0,49	0,10	0,45	0,55	0,16	0,50	0,71	0,27	0,64	0,62	0,23	0,56	0,53	0,15	0,54
16. Sodium	mg/L	0,79	0,13	0,76	0,94	0,18	0,96	0,91	0,09	0,87	1,04	0,26	1,07	0,72	0,11	0,71
17. Sulfate	mg/L	10,7	1,47	11,4	11,1	2,21	10,6	10,8	0,97	10,7	7,4	1,04	7,4	6,9	0,98	6,9
18. Silice	mg/L	3,19	1,05	3,08	2,97	1,21	3,05	2,05	1,08	1,87	0,69	0,15	0,67	0,57	0,15	0,53
19. Chlorure	mg/L	0,35	0,15	0,32	0,41	0,16	0,38	0,44	0,09	0,42	0,12	0,24	0,1	0,05	0,05	0
20. Nickel	µg/L	13,07	5,91	13,1	8,05	4,51	7,5	9,71	6,35	7,0	0,12	0,24	0,1	0,05	0,05	0
21. Manganèse	µg/L	104,8	59,4	90,1	47,9	32,6	51,3	69,5	98,8	38,6	13,2	11,3	9,7	14,0	9,3	11,9
22. Aluminium	µg/L	396,9	201,3	403,5	189,3	131,9	154,2	152,6	95,2	148,0	115,6	64,2	109,0	149,8	51,9	151,9
23. Cuivre	µg/L	1,95	1,18	2,15	5,42	16,19	1,95	1,73	0,98	1,80	0,97	0,73	1,1	0,67	0,93	0,1
24. Zinc	µg/L	10,26	5,81	10,10	7,33	4,99	6,90	6,15	3,59	6,00	5,49	2,95	4,90	7,60	7,39	5,35
25. Fer	µg/L	142,1	117,2	101,6	114,9	96,9	87,0	94,5	67,9	73,0	113,9	81,8	87,0	83,2	51,5	77,6
26. Carbone organique total	mg/L	3,66	1,94	3,70	4,86	2,51	4,35	6,15	3,41	6,30	8,75	2,82	9,10	8,27	2,01	8,50
27. Azote Kjeldhal total	µg/L	237	119	210	195	254	205	320	188	250	293	078	290	256	0,55	245
28. NH ₃	µg/L	21,33	11,79	19,05	19,58	10,62	16,30	22,87	8,75	18,50	22,75	7,39	21,90	20,91	7,59	19,00
29. NO ₂ + NO ₃	µg/L	11,81	16,51	4,64	11,44	17,66	3,51	10,49	12,11	7,09	60,78	75,57	31,3	17,59	16,35	11,35
30. Phosphore total	µg/L	5,77	3,04	5,21	4,88	2,62	4,53	3,59	2,32	2,42	2,73	2,15	2,96	3,47	2,48	3,33
31. Phosphore réactif soluble	µg/L	1,14	0,46	1,09	1,41	0,66	1,29	1,47	1,18	0,98	1,21	0,38	1,10	1,35	0,55	1,39

* Variables utilisées dans l'analyse factorielle principale.

lac, indice d'aménagement du rivage, rapport des zones humides, superficie cumulative du bassin hydrographique et profondeur maximale décelée), la chimie des ions principaux (pH, KCORR, (Ca²⁺ + Mg²⁺), K⁺, Na⁺, HCO₃⁻ et SO₄²⁻), les concentrations de métaux traces (Al, Mn, Cu, Zn et Fe) et les teneurs en éléments nutritifs (COT, AKT, NH₃, NO₂ + NO₃ et PO₄). Les variables dont les distributions étaient très asymétriques ou qui comportaient des données manquantes ont été rejetées, comme l'indique le tableau 6. Afin de normaliser la répartition, les données ont été transformées en logarithmes (à l'exception du pH) et converties en cotes unitaires de façon que chaque variable soit pondérée également à des fins de comparaison dans l'analyse. Seuls les lacs ayant des données chimiques, physiques et biologiques complètes, y compris les relevés sur les pêches et la sauvagine, ont été inclus. On a donc utilisé les données de 123 lacs (69 de la région du Lac Ranger et 54 de la région de Wanapitei).

Une analyse factorielle a été effectuée afin de réduire les données aux principaux axes représentant la majeure partie des variations entre les variables de description. Le processus FACTOR (Statistical Analysis System Institute Inc., 1982) a été utilisé, les coefficients de corrélation multiple élevés au carré pour chaque variable par rapport aux autres variables représentant l'évaluation des communalités précédentes. On a fait appel à la méthode de rotation VARIMAX (Statistical Analysis System Institute Inc., 1982) afin de permettre l'interprétation des saturations de facteur. Il s'agit d'une méthode de rotation

orthogonale qui simplifie les colonnes en maximisant la variance des saturations de chaque colonne élevées au carré.

Les résultats de l'analyse factorielle effectuée sur l'ensemble des données combinées (N = 123) sont résumés au tableau 7a. Les pourcentages de la variabilité de chaque facteur expliquée par chaque descripteur sont illustrés à la figure 9. Quatre facteurs principaux comptant pour 85,6 % de la variance totale après rotation ont ainsi été élaborés et en voici la description :

(1) *Facteur 1* — Décrit comme étant l'axe de "l'acidité", le facteur 1 explique 35,9 % de la variance. Les variables chimiques les plus fortement associées au facteur 1 sont toutes reliées aux dépôts acides causés par les activités de fonderie. Cela est évident à partir des corrélations fortement positives de plusieurs métaux (Mn, Al, Zn, Cu et Fe) et du sulfate (SO₄²⁻). La corrélation fortement négative du pH (-0,888) et du bicarbonate (-0,793) pour ce facteur concorde avec l'interprétation.

(2) *Facteur 2* — Décrit comme étant l'axe de la "force ionique", le facteur 2 explique 24,0 % de la variance. La force de l'influence minérale dans ces lacs d'amont est bien représentée dans ce second axe factoriel. La teneur en Ca²⁺ + Mg²⁺, Na⁺ et K⁺ influe positivement sur le facteur 2, tout comme la mesure associée de la force ionique (KCORR). Cet axe pourrait également être considéré comme étant la capacité de tampon minéral indiquée par les corrélations positives du pH (+0,355) et du bicarbonate (+0,538) en plus des cations susmentionnés. Le

Tableau 7a
Résultats de l'analyse des principaux facteurs de 123 lacs dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei.*

Variable	Valeur Eigen: % de la var.:	Profil des facteurs après rotation				Total
		Facteur 1 "acidité"	Facteur 2 "force ionique"	Facteur 3 "eutro-phisation"	Facteur 4 "morphométrie"	
		4,879	3,262	1,946	1,547	
		35,9 %	24,0 %	14,3 %	11,4 %	85,6 %
1. pH	-0,888	+0,355				
2. Mn	+0,879					
3. HCO ₃	-0,793	+0,538				
4. Al	+0,746	-0,265				
5. SO ₄	+0,701	+0,406				
6. Zn	+0,579	-0,284				
7. Cu	+0,489	+0,253				
8. NO ₂ + NO ₃	-0,459					
9. NH ₃	-0,269					
10. KCORR		+0,946				
11. Ca + Mg	-0,381	+0,877				
12. Na		+0,749				
13. K		+0,343				
14. COT	-0,513		+0,629			
15. PO ₄			+0,594			
16. Fe	+0,342		+0,548			
17. ZMAX	-0,271		-0,536			
18. WETRAT			+0,356			
19. TKN			+0,329			
20. DRAIN				+0,732		
21. SL			-0,429	+0,696		
22. IAR				+0,532		

* Les cotes des facteurs sont soulignées lorsque le coefficient de corrélation r est > 0,321 (p < 0,001); sinon r > 0,254 (p < 0,01). Les signes positifs ou négatifs seuls indiquent r > 0,194 (p < 0,05).

sulfate a une influence positive moyenne (+0,406) sur l'axe, mais accroît plus fortement le facteur 1.

(3) *Facteur 3* — Décrit comme étant l'axe de "l'eutrophisation", le facteur 3 explique 14,3 % de la variance et est défini à la fois par les paramètres chimiques et morphométriques qui, ensemble, décrivent un gradient de conditions trophiques. La concentration des éléments organiques et des éléments nutritifs dans l'eau est représentée par les charges positives de COT, de PO₄, de Fe et d'AKT et coïncide avec la saturation positive moyennement élevée dans le rapport des zones humides (WETRAT = +0,356), ce qui indique une proportion élevée d'habitats ripariens par rapport aux eaux libres des zones humides et qui dénote donc une étape de plus grande maturité. Les saturations négatives ont également été associées à cet axe pour la profondeur maximale (-0,536) et la superficie des lacs (-0,429).

(4) *Facteur 4* — Décrit comme étant l'axe de la "morphométrie", le facteur 4 explique 11,4 % de la variance et

Le terme "eutrophisation" n'est pas utilisé dans son contexte limnologique propre défini par des caractéristiques quantitatives comme le phosphore total, l'azote total, la chlorophylle a et la limpidité mesurée avec le disque Secchi (Vollenweider et Kerekes, 1982). Il se réfère toutefois au gradient des conditions trophiques (défini par les éléments chimiques et physiques) allant de l'ultra-oligotrophe à l'oligotrophe, et représente les phases réelles de la maturation des nappes d'eau sur le Bouclier précambrien.

Tableau 7b
Résultats de l'analyse des principaux facteurs de 54 lacs dans la région à l'étude de Wanapitei.*

Variable	Valeur Eigen: % de la var.:	Profil des facteurs après rotation				Total
		Facteur 1 "acidité"	Facteur 2 "force ionique"	Facteur 3 "eutro-phisation"	Facteur 4 "morphométrie"	
		5,444	2,187	2,172	2,051	
		35,7 %	14,3 %	14,2 %	13,4 %	77,7 %
1. pH	+0,916					
2. Mn	-0,847					
3. HCO ₃	+0,865			+0,359		
4. Al	-0,849					
5. SO ₄				+0,541		
6. Zn	-0,834					
7. Cu			+0,543			
8. NO ₂ + NO ₃					-0,445	
9. NH ₃					-0,391	
10. KCORR	+0,548			+0,702		
11. Ca + Mg	+0,728			+0,600		
12. Na	+0,364			+0,397		
13. K			+0,358			
14. COT	+0,443		+0,748			
15. PO ₄			+0,632			
16. Fe	-	+0,377	-0,588			
17. ZMAX		+0,445				
18. WETRAT		+0,377				
19. TKN						
20. DRAIN					+0,729	
21. SL					+0,785	
22. IAR					+0,506	

* Les cotes des facteurs sont soulignées lorsque le coefficient de corrélation r est > 0,443 (p < 0,001); sinon r > 0,354 (p < 0,001). Les signes positifs ou négatifs seuls indiquent r > 0,273 (p < 0,05).

il est défini seulement par les saturations positives des variables physiques, notamment la superficie des lacs (SL), la forme des lacs (IAR) et la superficie du bassin hydrographique (DRAIN).

À l'aide des méthodes décrites ci-dessus, les analyses des facteurs indépendants ont été effectuées sur les lacs des régions à l'étude de Wanapitei et du lac Ranger. Les résultats de l'analyse combinée (tableau 7a) étaient semblables à ceux obtenus pour les seuls lacs de la région de Wanapitei (tableau 7b). Près de la moitié de la variance totale était expliquée par le facteur 1 qui était fortement pondéré par les paramètres reliés aux dépôts acides, notamment le pH, Mn, Al et Zn. Les facteurs 2, 3 et 4 ont contribué de façon presque égale au profil factoriel global représentant 41,9 % de la variation. Les facteurs 2 et 3 correspondaient étroitement aux facteurs de l'eutrophisation et de la force ionique définis dans l'analyse combinée, tandis que le facteur 4 était lui aussi principalement pondéré par les paramètres morphométriques.

Les résultats de l'analyse factorielle de la région du lac Ranger (tableau 7c) étaient également semblables aux cotes combinées. Les facteurs 1 et 2 combinés expliquaient 58,1 % de 80,3 % de la variance rotative totale; cependant, les paramètres comme le pH, Mn, Al et Zn avaient tendance à augmenter la saturation à la fois pour

le facteur 1, la force ionique, et le facteur 2, l'eutrophisation. Les facteurs 3 et 4 expliquaient seulement 22,2 % de la variance. Bien que le facteur 3 comprenne plusieurs paramètres morphométriques, il est difficile d'interpréter le facteur 4. Bien que le gradient "acidité" dans la région du lac Ranger fût moins bien défini que dans la région de Wanapitei, d'autres rapports chimiques et physiques étaient semblables.

Les résultats obtenus dans l'étude actuelle sont semblables à ceux obtenus par Pitblado *et al.* (1980) à la suite d'une analyse des données sur la chimie de l'eau (23 variables), recueillies dans 187 lacs dans un rayon de 200 km de Sudbury. Une analyse des principaux éléments a indiqué que la majeure partie de la variabilité chimique dans ces réseaux lacustres était attribuable à quatre éléments : les conditions des éléments nutritifs, de la capacité tampon, des dépôts atmosphériques et du chlorure de sodium. Dans notre étude, la composition ionique, les teneurs en éléments nutritifs et les paramètres morphométriques étaient combinés pour décrire une grande partie des milieux lacustres mesurés dans les lacs d'amont. Étant donné que nos études de la sauvagine étaient conçues dans le but d'évaluer les effets de l'acidification de l'écosystème aquatique sur un ensemble représentatif de lacs d'amont dans le nord-est de l'Ontario, des analyses supplémentaires des corrélations de l'habitat ont été effectuées à l'aide des cotes provenant de l'analyse factorielle effectuée pour tous les lacs combinés de la région à l'étude (tableau 7a).

Tableau 7c
Résultats de l'analyse des principaux facteurs de 69 lacs dans la région à l'étude du lac Ranger*

Variable	Valeur Eigen: % de la var.:	Profil des facteurs après rotation				Total
		Facteur 1 "acidité"	Facteur 2 "force ionique"	Facteur 3 "eutrophisation"	Facteur 4 "morphométrie"	
	5,386	34,5 %	3,682	1,759	1,701	12,528
			23,6 %	11,3 %	10,9 %	80,3 %
1. pH	+0,816	-0,400				
2. Mn	-0,407	+0,514	+			
3. HCO ₃	+0,893					
4. Al	-0,470	+0,741				
5. SO ₄	+	+0,585				
6. Zn	-0,429	+0,379			+0,401	
7. Cu	+				+0,580	
8. NO ₂ + NO ₃	+0,462		+0,439		+	
9. NH ₃					+0,652	
10. KCORR	+0,959					
11. Ca + Mg	+0,946					
12. Na	+0,875					
13. K	+		-0,419		+0,367	
14. COT		+0,664				
15. PO ₄	-	+0,574				
16. Fe		+0,755				
17. ZMAX		-0,606		+	+0,377	
18. WETRAT					-0,496	
19. TKN		+0,377				
20. DRAIN	+		+0,664			
21. SL	-	-0,392	+0,609			
22. IAR			+0,446			

* Les cotes des facteurs sont soulignées lorsque le coefficient de corrélation r est $> 0,379$ ($p < 0,001$) ; sinon $r > 0,302$ ($p < 0,01$). Les signes positifs ou négatifs seuls indiquent $r > 0,232$ ($p < 0,05$).

2.2. Géochimie et vulnérabilité de la roche en place
Afin d'évaluer l'importance de la vulnérabilité de la roche en place sur la géochimie des lacs à l'étude, une analyse à sens unique de la variance (ANOVA) a été faite sur les cotes des facteurs provenant de l'analyse factorielle combinée de tous les lacs répartis en cinq classes de vulnérabilité de la roche en place définies à l'annexe 1. Les comparaisons significatives par paire entre les différents groupes de vulnérabilité de la roche en place ont été établies d'après le test studentisé de Tukey dont les résultats sont présentés à la figure 10. L'influence géologique a été considérable dans la répartition des cotes des facteurs 1 (acidité) et 2 (force ionique). Aucune différence significative entre les types de roche en place n'a été trouvée en ce qui a trait au facteur 3 (eutrophisation) et seules de très faibles différences étaient visibles en ce qui a trait au facteur 4 (morphométrie).

En général, les caractéristiques physiographiques des lacs et des bassins hydrographiques étaient semblables pour les deux régions à l'étude et entre les divers groupes de vulnérabilité de la roche en place (tableau 6). Ces lacs peuvent être décrits comme étant simplement des lacs d'amont petits et peu profonds dont le rivage est modérément irrégulier. La plupart des lacs drainent les eaux de bassins hydrographiques relativement petits et contiennent souvent une communauté de zone littorale bien développée avec un habitat riparien considérable constitué d'arbustes de la famille des éricacées et de végétation à base de grami-

Figure 10
Comparaisons entre les groupes de vulnérabilité de la roche en place (lac Ranger—VIXEN et GONG; Wanapitei—vulnérabilité élevée (WHS), moyenne (WMS) et faible (WLS)) pour chacun des quatre facteurs, illustrées par des intervalles de confiance de 95 % des cotes factorielles moyennes. Les différences importantes entre les types de roche en place (à l'aide de l'application du test d'étendus multiples par Tukey) sont également décrites

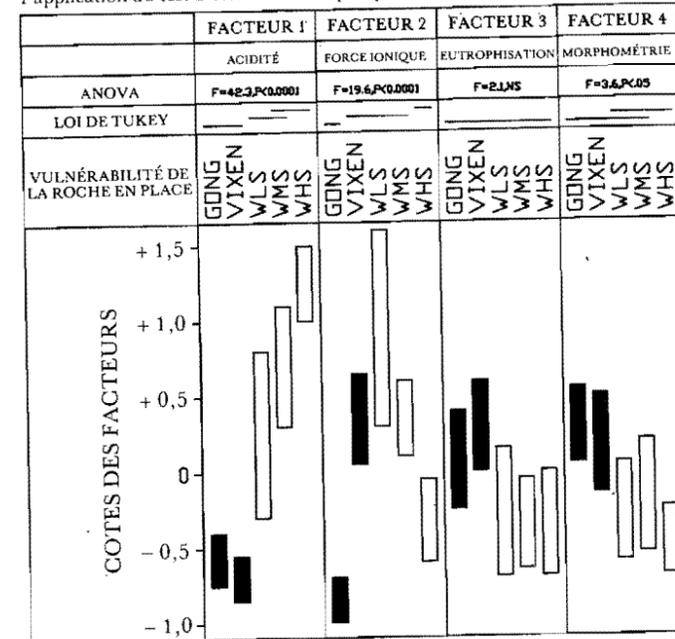


Tableau 8
Comparaison des teneurs moyennes en éléments nutritifs ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et des rapports des éléments nutritifs dans les lacs à l'étude, notamment les lacs de l'étude environnementale de Sudbury (SES) (données modifiées de Yan et Miller, 1984), en fonction des groupes de vulnérabilité de la roche en place (lac Ranger — VIXEN et GONG; Wanapitei — vulnérabilité élevée (WHS) moyenne (WMS) et faible (WLS))*

Emplacement	N	Distance de Sudbury, km	Paramètre, $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\dagger$				Rapport		
			PT	AT	AKT	NO ₂ + NO ₃	NH ₃	PIT/AT	AT/PT
SES									
Hannah	4	5,7	743,3	150	576,0	17,3	0,798	130,4	
Middle	5	7,3	660,0	180	442,0	38,0	0,727	90,4	
Lohi	11	6,1	338,5	193	76,9	68,6	0,429	55,5	
Clearwater	13	6,5	199,8	102	61,6	36,2	0,489	30,7	
Labelle	27	10,7	300,9	256	20,3	24,6	0,149	28,1	
Nelson	28	4,6	218,2	178	21,3	18,9	0,184	47,4	
Mountaintop	52	6,4	251,6	191	36,5	24,1	0,241	39,3	
Wanapitei									
WHS	20	56	5,8 (5,2)	270,1 (233,7)	237 (210)	11,8 (4,6)	21,3 (19,1)	0,123 (0,101)	46,6 (44,9)
WMS	24	58	4,9 (4,5)	226,0 (224,8)	195 (205)	11,4 (3,5)	19,6 (16,3)	0,137 (0,088)	46,1 (49,9)
WLS	11	44	3,6 (2,4)	353,4 (275,6)	320 (250)	10,5 (7,1)	22,9 (18,5)	0,095 (0,093)	98,2 (114,8)
Lac Ranger									
GONG	34	210	3,5 (3,3)	294,5 (275,4)	256 (245)	17,6 (11,4)	20,9 (19,0)	0,131 (0,110)	84,1 (83,5)
VIXEN	35	230	2,7 (2,9)	376,6 (343,2)	293 (290)	60,8 (31,3)	22,8 (21,9)	0,222 (0,155)	139,5 (118,3)

* Les valeurs médianes sont écrites entre parenthèses.

† Abréviations utilisées : PT = phosphore total; AT = [AKT + NH₃ + (NO₂ + NO₃)]; AKT = azote Kjeldhal total; PIT = [NH₃ + (NO₂ + NO₃)].

nées. Au niveau de la morphométrie des lacs, les faibles différences entre les lacs très vulnérables de la région de Wanapitei (WHS) et les deux groupes de lacs VIXEN et GONG (fig. 10) peuvent être en grande partie attribuées aux bassins hydrographiques confinés et aux dimensions en général plus petites des lacs WHS comparativement à ceux échantillonnés dans la région du lac Ranger.

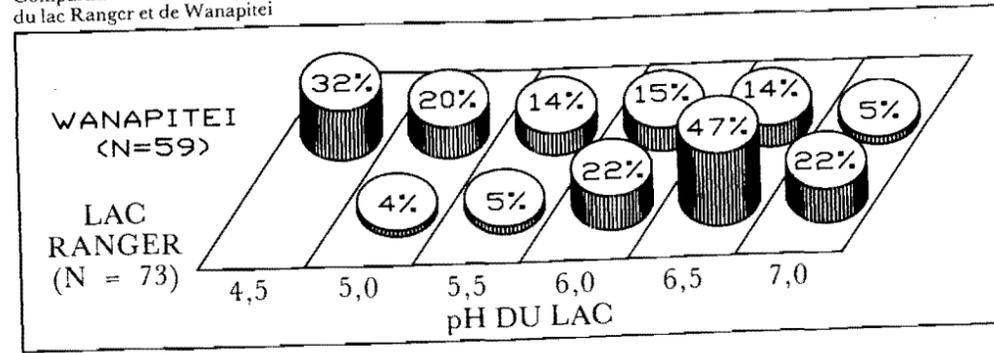
Ces paramètres chimiques et physiques qui décrivent le facteur 3, soit l'eutrophisation, n'indiquent aucune différence significative entre les divers types de roche en place (fig. 10). Peu de choses prouvent que la vulnérabilité de la roche en place explique la variabilité de la teneur en carbone organique (COT), des teneurs en éléments nutritifs (PO₄ et AKT) ou la morphométrie des lacs (ZMAX, WETRAT et SL). Bien qu'arbitraire de nature, le système des limites fixes utilisé pour les catégories trophiques proposées par Vollenweider et Kerekes (1982) donne une bonne définition de la terminologie trophique. La majorité des lacs échantillonnés dans notre étude (64 et 43 % respectivement pour la région du lac Ranger et celle de Wanapitei) seraient classés comme ultra-oligotrophes (PT $\leq 4,0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), les autres lacs étant considérés comme oligotrophes (PT $\leq 10,0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) (tableau 8). Un peu moins de 3 % (N = 3) de lacs échantillonnés pourraient être considérés comme étant mésotrophes (PT = 10–35 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Dans notre étude, les teneurs médianes du phosphore total (PT) variaient de 2,4 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (WLS) à 5,2 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (WHS) (tableau 8), et ont en moyenne des teneurs inférieures à celles des lacs d'eau douce dilués ailleurs sur le Bouclier précambrien (Ca, 7 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans la région des lacs expérimentaux) (Armstrong et Schindler, 1971). La teneur moyenne d'azote total (AT = AKT + (NO₂ + NO₃) + NH₃) variait d'une valeur minimale de 224,8 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (WMS) à 343,2 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (VIXEN). Le phosphore est sans aucun doute l'élément le moins fréquent dans ces lacs d'amont dilués. Le rapport de l'azote total (AT) / phosphore total (PT) était particulièrement élevé dans les groupes de la

roche en place les moins vulnérables des deux régions à l'étude (lacs VIXEN (118:1) et lacs WLS (115:1), comparativement aux systèmes modérément vulnérables (WMS = 50:1) et élevés (WHS = 45:1) de la région de Wanapitei (tableau 8).

Pitblado *et al.* (1980) ont trouvé que les conditions des éléments nutritifs étaient très importantes pour classer les lacs dans la région métropolitaine de Sudbury et ils ont proposé que ces conditions correspondaient vraisemblablement à l'influence prépondérante de l'abondance des éléments nutritifs dans des systèmes d'eau lentique. Cependant, la nature productive de nombreux lacs échantillonnés était directement reliée à l'eutrophisation culturelle étant donné que le rivage d'un grand nombre de lacs était considérablement aménagé (chalets). Bien que Yan et Miller (1984) aient décelé des teneurs moyennes remarquablement élevées de NO₂ + NO₃ dans les lacs acides près de Sudbury (tableau 8), Pitblado *et al.* (1980) n'ont trouvé aucun rapprochement entre les conditions des éléments nutritifs et la proximité de Sudbury. Dans notre étude, la concentration d'azote et de phosphore n'était pas reliée à l'influence des fonderies et était caractéristique des lacs oligotrophes les plus dilués du Bouclier précambrien. Les variations au niveau de teneurs en éléments nutritifs reflètent l'influence des facteurs morphométriques et lithologiques ou des charges naturelles d'éléments nutritifs (particulièrement le phosphore) dans ces lacs.

Bien que physiquement semblables, la composition ionique et la composition des métaux traces des lacs à l'étude variaient considérablement d'une région à l'autre et d'un groupe de roche en place vulnérable à l'autre. Il y avait de grandes différences entre les deux régions à l'étude en ce qui a trait à l'acidité des eaux de surface (fig. 11). Bien que l'on ait trouvé une vaste gamme de pH dans les lacs des deux régions, plus de 66 % des lacs échantillonnés dans la région de Wanapitei étaient acides (pH < 5,5), comparativement à moins de 10 % dans la région du lac

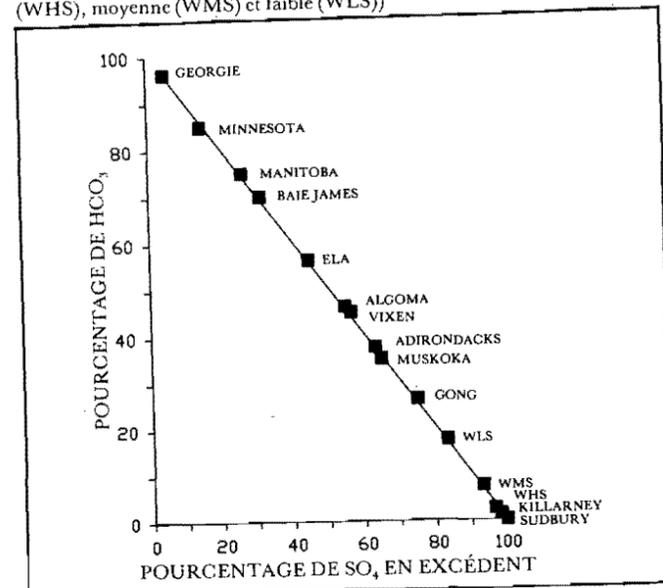
Figure 11
Comparaisons entre les répartitions du pH des lacs dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei



Ranger. Les résultats de l'analyse factorielle indiquent qu'il existe un gradient d'acidification entre les deux régions, variant de lacs très agressés par la pollution acide ou acides et situés sur une roche en place de vulnérabilité moyenne à élevée dans la région de Wanapitei (WMS et WHS) à des lacs un peu moins touchés situés sur une roche en place moins vulnérable dans les deux régions à l'étude (WLS, VIXEN et GONG) (fig. 10). Dans la région métropolitaine de Sudbury, Pitblado *et al.* (1980) ont trouvé que les conditions de la capacité tampon et celles des dépôts atmosphériques des lacs étaient reliées à l'impact des contaminants atmosphériques transportés à partir du complexe métallurgique de Sudbury ainsi qu'aux influences modératrices de la lithologie de la roche en place. Brousseau *et al.* (1985) ont étudié le rôle de la roche en place et de la géologie superficielle pour établir la vulnérabilité à l'acidification des lacs dans la région de Thunder Bay. Ils ont trouvé que dans une région recevant des dépôts acides faibles à moyens, les petits lacs d'amont à faible rapport bassin hydrologique/superficie du lac étaient très vulnérables à l'acidification (alcalinité < 40 $\mu\text{eq}\cdot\text{L}^{-1}$).

Des rapports empiriques normalisés ont été utilisés avec des données de bilans ioniques non marins ajustés

Figure 12
Rapports linéaires entre la composition exprimée en pourcentage des anions bicarbonate (HCO_3^-) / anions sulfate en excédent (SO_4^{2-}) dans des nappes d'eau douce polluée et non polluée de l'est de l'Amérique du Nord et entre les groupes comparatifs de vulnérabilité de la roche en place dans la présente étude (lac Ranger — VIXEN et GONG; Wanapitei — vulnérabilité élevée (WHS), moyenne (WMS) et faible (WLS))



pour indiquer le degré d'acidification des lacs à l'étude. Les comparaisons de la composition chimique des eaux douces dans les régions non polluées et polluées de la Scandinavie et de l'est de l'Amérique du Nord sont présentées à l'annexe 7. La composition ionique des eaux lacustres change en réaction aux dépôts acides. L'altération se manifeste généralement sous forme de diminution de la capacité de neutralisation de l'acide (c.-à-d. l'alcalinité, HCO_3^-) et une augmentation des concentrations de sulfate en excédent (SO_4^{2-}); les concentrations relatives de cations ont connu très peu de changements, sinon aucun (Henriksen, 1982).

Étant donné la nature prévisible de ces changements, il est possible d'évaluer l'influence de la géographie sur les effets des dépôts acides en comparant les rapports ioniques appropriés. Le rapport alcalinité/sulfate en excédent ($\text{Alc.}/\text{SO}_4^{2-}$) donne une indication directe du remplacement du bicarbonate par le sulfate au cours de l'acidification. Ce rapport peut varier de valeurs élevées (> 10) lorsque la capacité tampon est forte (c.-à-d. dans des terrains relativement peu vulnérables) et lorsque les teneurs en SO_4^{2-} sont faibles (c.-à-d. dans des régions recevant de faibles dépôts atmosphériques) à des valeurs de zéro lorsque l'alcalinité est nulle. Au cours d'une évaluation récente de l'acidification régionale des lacs dans l'est du Canada à l'aide des rapports ioniques, Jeffries (1986) a montré qu'une vaste région du centre-sud de l'Ontario (Muskoka-Haliburton) et du sud du Québec (les Laurentides) avait été acidifiée, les preuves les plus évidentes de l'acidification se trouvant dans de petites régions de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick où la vulnérabilité du terrain est élevée et les dépôts acides, moyens. Dans les régions non polluées, la teneur en HCO_3^- des eaux lacustres est supérieure à celle en SO_4^{2-} , comme c'est le cas dans la région des lacs expérimentaux dans le nord-ouest de l'Ontario (Beamish *et al.*, 1976) et ailleurs dans l'est du Canada (fig. 12 et ann. 7).

Dans la présente étude, les concentrations de sulfate en excédent (SO_4^{2-}) sont uniformément élevées dans la région de Wanapitei (conc. médiane = 10,9 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, les valeurs allant de 7,85 à 16,3), avec des rapports correspondants $\text{Alc.}/\text{SO}_4^{2-}$ plutôt faibles. Des données semblables sur le bilan ionique ont été obtenues à d'autres endroits de Sudbury (Yan et Miller, 1984) et de Killarney (Beamish et Harvey, 1972) (fig. 12). Les concentrations de SO_4^{2-} en excédent étaient en moyenne plus faibles dans la région du lac Ranger (conc. médiane = 7,27 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ avec des valeurs variant de 4,58 à 9,66), et coïncidaient en partie avec les rapports $\text{Alc.}/\text{SO}_4^{2-}$ dans les lacs du centre-sud de l'Ontario (Muskoka-Haliburton) (Dillon *et al.*, 1980), dans la région des Laurentides au Québec (Rodrigue et

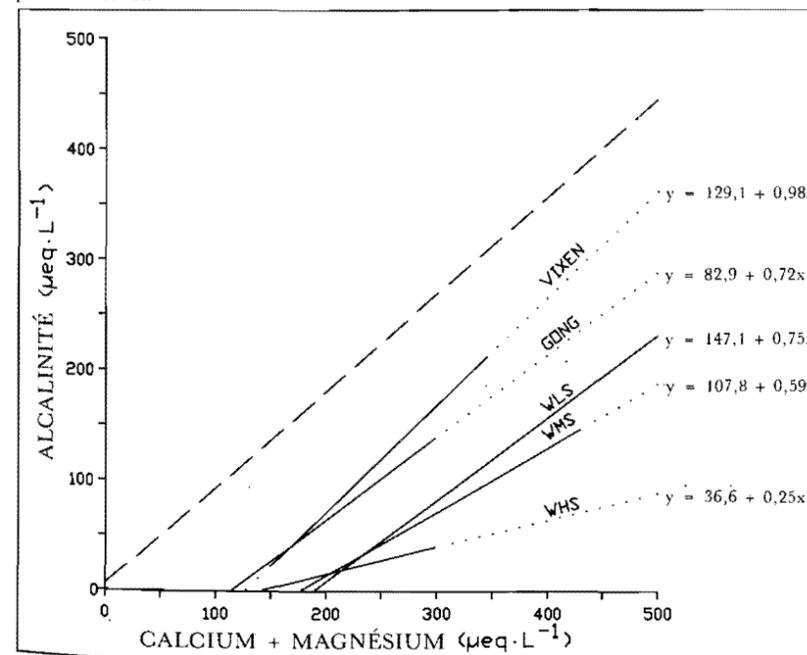
DesGranges, 1986) et dans la région des Adirondacks dans le nord-est des États-Unis (Charles, 1985).

Le rapport $\text{Alc.}/\text{SO}_4^{2-}$ différait également considérablement d'un type de vulnérabilité de roche en place à l'autre dans la présente étude (fig. 12). Ces résultats peuvent être attribués à l'influence combinée sur la qualité de l'eau des dépôts élevés en provenance d'une source ponctuelle à Sudbury et/ou à la vulnérabilité élevée du terrain. Dans la région de Wanapitei, les rapports $\text{Alc.}/\text{SO}_4^{2-}$ moyens allaient d'une vulnérabilité de roche en place faible (WLS = 0,24) à moyenne (WMS = 0,08) et élevée (WHS = 0,02). Ce résultat n'est pas une fonction de la variabilité locale au niveau des apports en sulfate, étant donné qu'on n'a trouvé aucune corrélation évidente entre la distance de la fonderie et le pH du lac ou les types de roche en place (fig. 5). Les lacs à faible vulnérabilité (WLS) sont groupés à une distance de 38 à 57 km de la fonderie (distance moyenne de 46 km), et sont caractérisés par un pH relativement élevé (médiane de 6,33), tandis que les lacs les plus vulnérables (WHS) (pH médian = 4,65) se trouvaient en moyenne à 55 km (distance variant de 43 à 64 km) de la fonderie. Ces résultats indiquent que la capacité tampon du lac dans une région agressée par la pollution acide était reliée à la roche en place et à la géologie superficielle du bassin hydrographique, comme dans les lacs échantillonnés dans la région moins fortement agressée de Thunder Bay (Brousseau *et al.*, 1985). Malgré des teneurs en SO_4^{2-} uniformément élevées dans les lacs de la région de Wanapitei, la géochimie de la roche en place correspond clairement à la chimie relativement normale des ions principaux dans certains lacs. Tous les lacs dont les bassins hydrographiques sont constitués de matériaux calcaires (WLS; voir l'annexe 1) avaient des degrés élevés d'alcalinité, quelle que soit la géologie superficielle. Dans la région du lac Ranger, les concentrations de SO_4^{2-} étaient presque équilibrées par HCO_3^- dans la région VIXEN moyennement tamponnée (0,92), mais elles

étaient sensiblement inférieures dans la région GONG de vulnérabilité moyenne (0,37) (fig. 12). Les dépôts glaciaires lacustres et les dépôts de délavage trouvés dans la région VIXEN étaient associés aux alcalinités élevées du terrain dont la roche en place est vulnérable tandis que le sol glaciaire et les moraines frontales contribuaient moins à la capacité de neutralisation acide des lacs dans la région GONG.

Dans notre étude, tous les lacs présentaient des carences en bicarbonate (HCO_3^-) démontrées par le rapport $\text{Alc.}/\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ ($\text{Alc.}/\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) (Henriksen, 1982) (fig. 13). Dans les réseaux lacustres non touchés par les précipitations acides, la teneur en Ca et en Mg devrait équilibrer le bicarbonate étant donné que l'alcalinité provient de la météorisation de la matière calcaire constituant le système tampon carbonate-bicarbonate (Henriksen, 1982). Le rapport $\text{Alc.}/\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ répond donc d'une manière prévisible aux diverses teneurs en SO_4^{2-} , l'importance de la réaction (c.-à-d. la sensibilité du rapport) correspondant directement à la capacité du terrain à fournir les cations basiques et le bicarbonate (Jeffries, 1986). Le rapport $\text{Alc.}/\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ diminue, passant d'une valeur de près de l'unité (dans le cadre d'un lac limpide idéal ne recevant que peu de dépôts) à 0 lorsque l'alcalinité est épuisée, et à des valeurs négatives lorsque le lac devient de plus en plus acide. Dans la figure 13, l'importance de l'acidification est exprimée par la distance sous la ligne "non polluée" où $\text{Alc.} = 0,91 (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$. Trente-six pour cent des 124 lacs échantillonnés se trouvaient sur un terrain dominé par des roches à base de silicate recouvertes d'une mince couche de mort-terrain glaciaire (GONG et WHS) et ils étaient tous, sans aucune exception, faiblement tamponnés (annexe 1). Les autres lacs présentaient une gamme beaucoup plus grande de capacités tampons attribuable à la présence d'une épaisse couche de mort-terrain calcaire

Figure 13
Régressions des moindres carrés entre l'alcalinité (HCO_3^-) et la somme des teneurs en calcium et en magnésium ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) ($\mu\text{eq}\cdot\text{L}^{-1}$) pour les groupes de vulnérabilité de la roche en place (lac Ranger — VIXEN et GONG; Wanapitei — vulnérabilité élevée (WHS), moyenne (WMS) et faible (WLS)). La ligne pointillée "non polluée" indique le rapport de pré-acidification



(VIXEN) ou à une roche en place sous-jacente non granitique (WLS) ou faite de conglomérat (WMS). Dans la région de Wanapitei, les lacs qui se trouvent sur une roche en place très vulnérable (WHS) n'avaient presque aucune capacité de neutralisation de l'acide (pente = 0,25, $R = 0,85$, $p < 0,001$), ce qui est la conséquence d'une capacité tampon naturellement faible de la roche en place sous-jacente, qui a été complètement épuisée par les apports élevés en SO_4^{2-} depuis plusieurs décennies. D'autres lacs de la région de Wanapitei ont des capacités tampons moyennes (WMS: pente = 0,59, $R = 0,81$, $p < 0,001$) à importantes (WLS: pente = 0,75, $R = 0,98$, $p < 0,001$). Dans la région du lac Ranger, la capacité de neutralisation de l'acide était élevée pour les lacs GONG (pente = 0,72, $R = 0,78$, $p < 0,001$) et plus particulièrement pour les lacs VIXEN (pente = 0,98, $R = 0,93$, $p < 0,001$).

La concentration des cations principaux (à l'exception de H^+) diminuait par ordre décroissant (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) dans les deux régions. Le pourcentage relatif des cations principaux, exprimé sous forme de pourcentage des cations totaux (somme de $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{H}^+$) au tableau 9, était constant entre les divers groupes de vulnérabilité de la roche en place, à l'exception de H^+ qui augmentait en importance relative dans les lacs qui se trouvaient sur la roche en place très vulnérable de la région de Wanapitei (WHS). Cependant, les concentrations globales des cations et, en particulier celles du Ca^{2+} et du Mg^{2+} , étaient beaucoup plus élevées dans les lacs WLS, WMS et VIXEN que dans les lacs WHS et GONG (tableau 9). Les différences significatives observées au facteur 2, soit la force ionique, (fig. 10) correspondent à la capacité tampon améliorée des groupes de roche en place WLS, WMS et VIXEN comparativement aux lacs GONG et WHS de type plutôt dilué. La similitude géochimique entre les lacs GONG et WHS en particulier indique qu'il existe un potentiel de forte acidification des lacs avec l'addition continue de sulfate dans les lacs GONG.

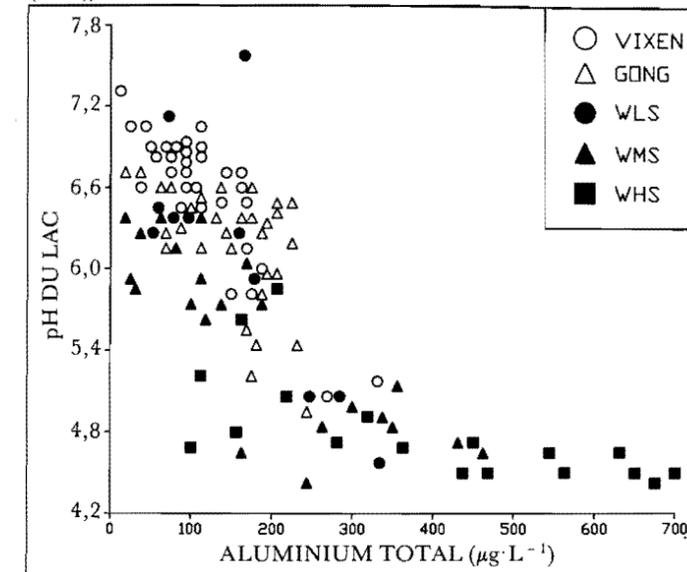
Dans les cas d'acidification extrême, la teneur en ions principaux peut être élevée (Yan et Miller, 1984). Des teneurs élevées en cations principaux (particulièrement le Ca^{2+} et le Mg^{2+}) ont été observées dans les lacs voisins de Sudbury qui ont été acidifiés depuis plusieurs décennies, principalement à cause de la vitesse accrue de météorisation dans les bassins hydrographiques qui se trouvent près de la source ponctuelle. De même, Yan et Miller (1984) ont attribué la diminution en fonction de la distance de Sudbury de la teneur totale en anions dans les lacs de l'Étude environnementale de Sudbury aux concentrations élevées de sulfate, principalement dues aux dépôts secs de SO_2 dans le voisinage immédiat de Sudbury (dans un rayon de 20 km). Des teneurs élevées en cations et anions principaux n'ont pas été observées dans les lacs de la région de Wanapitei de notre étude; les teneurs élevées étaient comparables à celles des lacs non acides du centre-sud de l'Ontario (Muskoka-Haliburton) et du sud du Québec (Laurentides et Appalaches (annexe 7)).

Les concentrations de métaux traces ont également contribué aux tendances importantes observées au niveau de l'axe de l'acidité (fig. 10). Les concentrations de certains métaux (notamment Cu, Ni, Zn et Fe) peuvent être élevées dans les lacs agressés par la pollution acide à la suite de l'augmentation des retombées atmosphériques (Beamish et VanLoon, 1977; Jeffries et Snyder, 1980). L'acidification augmente également la dissolution et la mobilisation de nombreux éléments, notamment Ag, Al, Cd, cobalt (Co), Cu, mercure (Hg), Mn, Ni, Pb et Zn, présents dans les sols qui se trouvent dans un bassin hydrographique ou dans les sédiments de surface de lacs acides (Wright et Gjessing, 1976; Schindler *et al.*, 1980; Campbell et Stokes, 1985). L'aluminium et le Mn sont particulièrement de bons indicateurs de l'acidification du bassin hydrographique étant donné qu'ils sont facilement mobilisés à partir des sols par les acides minéraux et qu'ils se trouvent à l'état naturel à de faibles teneurs dans les lacs du Bouclier précambrien (Scheider *et al.*, 1979). Dans notre étude, Al et Mn ont tous deux contribué au gradient d'aci-

dité défini par le facteur 1. Dans les deux régions, ces deux éléments ont été corrélés négativement au pH ($r_s = -0,72$ et $-0,58$ dans la région du lac Ranger et $r_s = -0,81$ et $-0,81$ dans la région de Wanapitei).

L'acidification des eaux douces peut influencer sur les interactions métaux-organismes d'au moins deux façons: la diminution du pH peut influencer sur la différenciation des métaux en solution, ou sur la vulnérabilité biologique au niveau de la surface des cellules. Dans leur étude de l'acidification et de la toxicité des métaux par rapport au biote aquatique, Campbell et Stokes (1985) ont conclu qu'une réaction biologique dépendant du pH a fait l'objet d'une étude documentaire pour une gamme réaliste de concentrations métalliques et de H^+ dans le cas de 6 des 10 métaux susmentionnés (Al, Cd, Cu, Zn et, de façon moins importante, Hg et Pb). Dans le cas des organismes qui sont vulnérables de façon inhérente aux pH supérieurs à 6, les interactions pH-métaux ne présentent que peu d'intérêt. Cependant, dans le cas du biote aquatique qui peut tolérer des pH entre 6 et 5, ces interactions peuvent être importantes étant donné que ce niveau d'acidification (pH 6-5) correspond à celui de la mobilisation d'un certain nombre de métaux (interactions $\text{H}^+ - \text{Al}$ et $\text{H}^+ - \text{Hg}$). Par exemple, les limites létales pour Al ont été fixées à $70 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les salmonidés vulnérables, bien qu'une valeur de $200 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ soit une teneur généralement acceptée (Cronan et Schofield, 1979). Dans les lacs de la présente étude dont le pH est supérieur à 6, les teneurs en aluminium total dépassaient rarement $200 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (fig. 14). Les teneurs élevées en Al étaient plus prononcées dans la région de Wanapitei où la proportion faibles pH/teneurs élevées en Al ($> 200 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) suivait le gradient général de l'acidité des lacs allant d'une vulnérabilité de la roche en place faible (WLS = 27%), à moyenne (WMS = 38%), puis à élevée (WHS = 80%). Il existait également un profil semblable en ce qui a trait aux teneurs

Figure 14 Rapport entre le pH des lacs et les teneurs en aluminium total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) par groupe de vulnérabilité de la roche en place (lac Ranger — VIXEN et GONG; Wanapitei — vulnérabilité élevée (WHS), moyenne (WMS) et faible (WLS))



en Mn, les teneurs moyennes dans la région du lac Ranger étant sensiblement inférieures (médiane = $10,7 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) à celles de la région de Wanapitei (médiane = $59,5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), et bien en-dessous des évaluations moyennes des deux lacs non acides (Labelle et Nelson) près de Sudbury et de divers lacs de Muskoka-Haliburton (tableau 10).

Yan et Miller (1984) ont signalé que les teneurs en Zn, Cu et Ni étaient élevées dans les lacs acides de l'étude environnementale de Sudbury et ont conclu que ce phénomène était dû aux dépôts directs. À l'exception de Fe qui est un élément lithologique majeur, les teneurs en métaux

Tableau 9 Comparaison des concentrations moyennes ($\mu\text{eq}\cdot\text{L}^{-1}$) et composition exprimée en pourcentage des ions principaux (ajustés en fonction du sel de mer) en fonction des groupes de vulnérabilité de la roche en place (lac Ranger—VIXEN et GONG; Wanapitei—vulnérabilité élevée (WHS), moyenne (WMS) et faible (WLS))

Ions principaux	Wanapitei			Lac Ranger																
	WLS (N = 11)		WMS (N = 24)		WHS (N = 20)		GONG (N = 34)		VIXEN (N = 32)											
	Moyenne	Médiane	Moyenne	Médiane	Moyenne	Médiane	Moyenne	Médiane	Moyenne	Médiane										
Hydrogène	4,3	1,7	ND*	0,2	8,6	3,2	ND	0,8	23,8	11,3	ND	11,4	1,3	0,7	ND	0,3	0,8	0,5	ND	0,1
Calcium	284,6	66,2	206,1	66,9	184,8	61,2	183,8	61,1	115,5	51,3	101,3	50,3	138,0	63,1	132,9	62,3	195,2	62,4	197,5	62,4
Magnésium	70,4	18,3	65,6	18,7	58,8	19,9	55,4	18,5	43,8	19,9	42,3	19,3	46,8	21,7	45,4	21,9	73,7	23,7	76,0	23,3
Potassium	18,1	5,2	16,1	4,1	13,7	4,8	12,4	4,4	12,4	5,8	11,4	5,4	13,1	6,2	13,3	6,0	14,9	5,1	13,7	4,6
Sodium	29,2	8,6	27,8	7,6	31,0	10,7	32,5	10,1	25,9	11,8	26,0	11,2	17,8	8,3	18,3	7,9	26,9	8,4	28,5	8,5
Cations totaux	406,5		318,6		297,0		276,0		221,4		210,1		217,1		211,9		308,7		318,5	
Bicarbonate	119,8	25,8	52,0	19,0	37,3	11,5	16,7	7,9	3,4	1,1	0	0	50,0	24,3	52,6	26,0	132,2	41,9	141,0	45,7
Sulfate	224,1	74,1	221,1	80,9	229,9	88,4	217,9	91,8	221,1	98,8	236,2	99,9	142,8	75,6	141,7	73,7	154,1	57,8	153,7	53,7
Nitrate	0,2	0,1	1,0	0,1	0,2	0,1	1,0	0,3	0,2	0,1	1,0	0,1	0,3	0,1	1,0	0,3	0,9	0,3	1,0	0,6
Anions totaux	344,1		274,9		267,7		237,7		225,6		236,3		193,1		191,8		287,3		293,4	
		Moyenne		Médiane		Moyenne		Médiane		Moyenne		Médiane		Moyenne		Médiane		Moyenne		Médiane
Couleur de l'eau		25		20		25		20		14		10		25		20		44		38
Anion organique ¹		57,5		60,2		39,9		34,3		26,3		26,1		76,1		77,6		82,7		87,6
Anion organique ²		62,4		60,9		30,7		26,0		-4,2		-9,9		23,9		25,7		24,3		23,9
Anions + anion organique ²		401,6		321,1		307,5		279,5		251,0		246,4		269,3		261,3		373,5		385,6

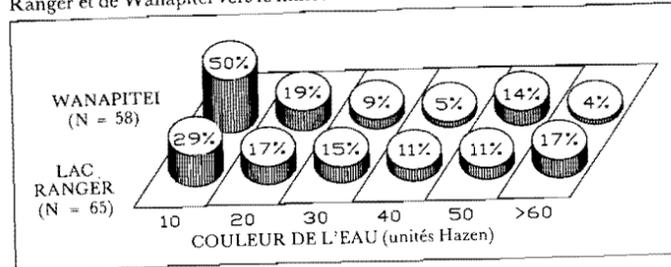
* ND = données non disponibles
¹ Extrait de Oliver *et al.*, 1983
² Anions organiques¹ = cations-anions.

Tableau 10 Comparaison des teneurs moyennes en métaux traces ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) dans les lacs à l'étude*

Emplacement	N	Distance de Sudbury, km	Paramètre, $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$							
			Cu	Ni	Zn	Fe	Al	Mn		
SES										
Hannah	4		1108,0	1865,0	120,0	47,0	1097,0		340,0	
Middle	5		496,0	1068,0	91,3	143,0	-		354,0	
Lohi	11		83,6	254,0	41,6	90,0	-		284,0	
Clearwater	13		81,3	278,0	39,2	88,2	381,0		290,0	
Labelle	27		4,8	12,7	10,6	73,0	73,3		74,8	
Nelson	28		22,0	17,1	18,3	60,8	86,6		63,1	
Mountaintop	52		24,0	12,2	28,0	215,0	440,0		120,0	
Wanapitei										
WHS	20	56	1,9 (2,2)	13,1 (13,1)	10,3 (10,1)	142,1 (101,6)	396,9 (403,5)		104,8 (90,1)	
WMS	24	58	5,4 (1,9)	8,1 (7,5)	7,3 (6,9)	114,9 (87,0)	189,3 (154,2)		47,9 (51,3)	
WLS	11	44	1,7 (1,8)	9,7 (7,0)	6,2 (6,0)	94,5 (73,0)	152,6 (148,0)		69,5 (38,6)	
Lac Ranger										
GONG	34	210	<1	<1	7,6 (5,4)	83,2 (77,6)	149,8 (151,9)		14,0 (11,9)	
VIXEN	35	230	<1	<1	5,5 (4,9)	113,9 (87,0)	115,6 (109,0)		13,2 (9,7)	
Muskoka-Haliburton										
	15	214	<2	<2	5,0 (3,8)	98,0 (20-230)	42,0 (8-91)		33,0 (15-71)	

* Les données provenant des lacs de l'étude environnementale de Sudbury (SES) sont les moyennes des données de 1976-1978 (modifiées de Yan et Miller, 1984). Les données de la présente étude sont présentées selon les groupes de vulnérabilité de la roche en place (lac Ranger—VIXEN et GONG; Wanapitei—vulnérabilité élevée (WHS), moyenne (WMS) et faible (WLS)). Les valeurs médianes sont exprimées entre parenthèses. Les données de Muskoka-Haliburton (Dillon *et al.*, 1980) sont exprimées sous forme de moyenne avec l'étendue entre parenthèses.

Figure 15
Comparaisons entre les répartitions de la couleur de l'eau (unités Hazen) dans les échantillons d'eau littorale prélevés dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei vers le milieu de l'été 1984



dans les lacs de leur étude ont diminué dans une proportion inversement proportionnelle à la distance de Sudbury (tableau 10). Les dépôts acides dans les lacs étudiés par Pitblado *et al.* (1980) étaient indiqués par les concentrations élevées de SO_4^{2-} , Cu, Ni, Zn et Pb, les lacs au nord du lac Wanapitei présentant une influence notable des retombées atmosphériques comparativement aux lacs plus éloignés de Sudbury. Dans notre étude, les teneurs en Cu et Zn des lacs de vulnérabilité faible et moyenne de la région de Wanapitei n'étaient que très peu supérieures à celles des lacs de la région du lac Ranger ou de Muskoka-Haliburton (tableau 10). Les teneurs en nickel étaient uniformément supérieures dans la région de Wanapitei comparativement à la région du lac Ranger, ce qui pourrait indiquer une influence du dépôt direct de cet élément.

Au cours des récentes années, la diminution des émissions de métaux traces à partir des fonderies de Sudbury a été accompagnée d'une diminution des émissions de SO_2 (Keller et Pitblado, 1986). Les diminutions des concentrations de Ni et Cu dans de nombreux lacs de la région de Sudbury peuvent avoir une importance biologique considérable étant donné que seules ou combinées, des concentrations élevées de ces métaux peuvent être toxiques pour le biote aquatique, particulièrement lorsqu'elles sont associées à un faible pH. Dans leur comparaison des concentrations moyennes de métaux traces, Keller et Pitblado (1986) ont trouvé que seul un pourcentage relativement faible de lacs (respectivement 7 et 22 %) avaient des concentrations moyennes de Ni et Cu supérieures aux objectifs du ministère de l'Environnement (1978) (25 et $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ respectivement pour le Ni et le Cu) au cours des relevés effectués de 1981 à 1983, comparativement aux relevés effectués de 1974 à 1976 (8 et 62 % respectivement pour le Ni et le Cu). Seuls 3 des 55 lacs échantillonnés dans la région de Wanapitei avaient une teneur en Cu supérieure à $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; aucun des lacs échantillonnés n'avait une teneur en Ni supérieure à $25 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Les teneurs en Pb et en Ca étaient rarement décelables dans les eaux de surface échantillonnées dans le cadre de la présente étude.

2.3. Acidité organique des eaux de surface

Les échantillons prélevés au milieu de l'été dans la zone littorale (< 1 m) des lacs de la présente étude variaient de limpide à couleur thé avec la présence peu fréquente d'eaux humiques foncées (fig. 15). Les évaluations de la couleur moyenne de l'eau étaient sensiblement supérieures dans la région du lac Ranger (médiane = 30 unités Hazen) comparativement à celles de la région de Wanapitei (médiane = 18 unités Hazen); 17 % des lacs échantillonnés dans la région du lac Ranger

étaient colorés de façon notable (≥ 55 unités Hazen). Dans la région de Wanapitei, 69 % des lacs échantillonnés étaient limpides (≤ 25 unités Hazen) comparativement à seulement 46 % dans la région du lac Ranger. À l'exception des lacs VIXEN (médiane = 38 unités Hazen), les valeurs médianes de couleur étaient de 20 unités Hazen ou moins pour tous les groupes de vulnérabilité de la roche en place (tableau 9), avec des valeurs variant de 5 à 55 unités Hazen. Dans les deux régions à l'étude, il existait un rapport significatif entre la couleur de l'eau et la teneur en carbone organique dissous (DOC) ($r_s = 0,87$ et $r_s = 0,77$, $p < 0,0001$ respectivement pour les régions du lac Ranger et de Wanapitei). La teneur en carbone organique total (COT) était un paramètre significatif dans le facteur 1, l'acidité, et le facteur 3, l'eutrophisation (fig. 9) et constituait une bonne indication de la productivité de l'écosystème aquatique. Dans la gamme des lacs d'amont échantillonnés, les eaux acides limpides étaient plutôt diluées et plus caractéristiques des conditions ultraligotrophes tandis que les eaux colorées non acides représentaient souvent des zones humides plus productives dont un grand nombre étaient à la limite des conditions des eaux mésotrophes.

La toxicité de Al pour le biote aquatique peut être considérablement réduite lorsqu'il y a liaison de ce métal avec les acides organiques (Baker et Schofield, 1982). L'aptitude des acides organiques à se lier à l'aluminium et à en éliminer la toxicité ou du moins, à la réduire considérablement pour le biote, peut varier selon la composition de l'acidité organique, les teneurs en Al dans le réseau lacustre ainsi que le pH du même réseau (ESSA, 1986). La réaction de complexation métallique avec la matière organique ne devrait pas limiter de façon importante la toxicité potentielle de l'aluminium dans les lacs de notre étude, étant donné les valeurs moyennes plutôt faibles de DOC enregistrées (tableau 9).

De récentes études faites en Nouvelle-Écosse (Kerekes *et al.*, 1984) et ailleurs (Gorham et Detenbeck, 1986) ont montré des problèmes associés aux dosages du sulfate dans les eaux humiques colorées. Ces résultats sont particulièrement pertinents en raison des préoccupations croissantes au sujet de l'importance relative des anions organiques dans l'acidité des réseaux d'eau douce recevant des acides minéraux sous forme de polluants atmosphériques. Jusqu'à tout récemment, de nombreuses études portant sur les effets de l'acidification dans les eaux douces ont utilisé la méthode du bleu de méthylthymol (BMT) pour le dosage du sulfate (SO_4^{2-}). Comparée avec la chromatographie ionique (CI), la méthode du BMT surestime les teneurs en SO_4^{2-} dans les eaux colorées (Cronan et Schofield, 1979), sous-estimant du même coup la contribution des anions organiques aux concentrations d'ions hydrogène dissociés (H^+) de ces eaux de surface.

Dans la présente étude, les dosages du SO_4^{2-} par le BMT ont servi à calculer le bilan de la charge (tableau 9). Afin d'évaluer l'erreur analytique introduite par les dosages de SO_4^{2-} par le BMT et d'évaluer l'importance de l'acidité organique dans les lacs de notre étude, le bilan des charges a été calculé par l'équation d'Oliver *et al.* (1983) comme suit :

$$\text{Anion organique}^2 = K * Ct / (K + \text{H}^+) \quad [2]$$

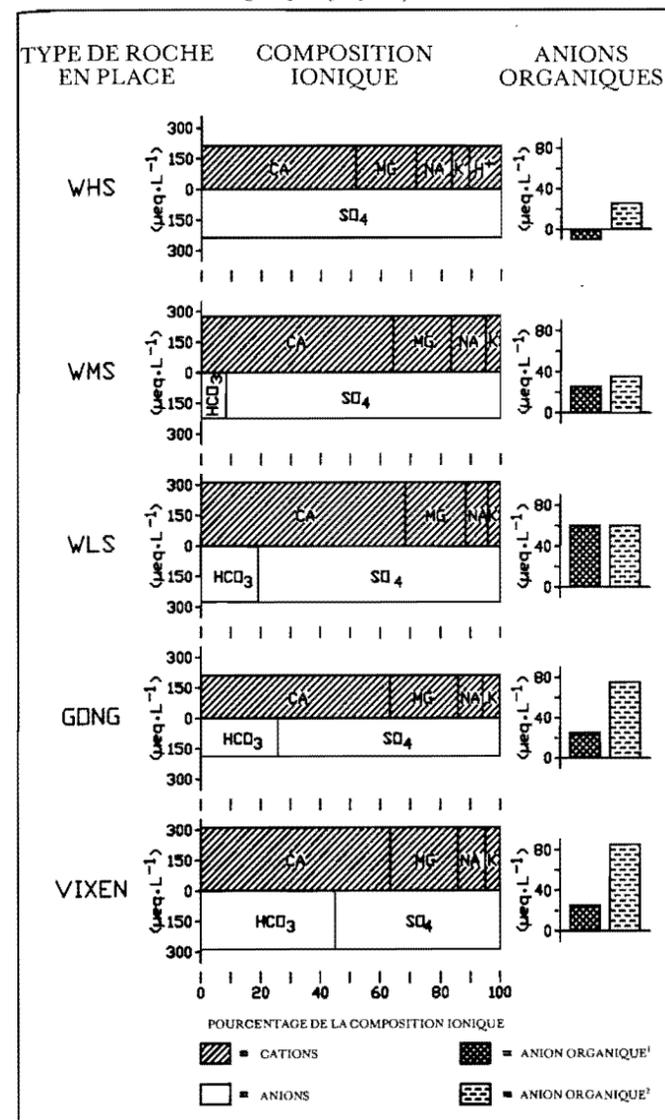
où Anion organique² = concentration de l'anion organique ($\mu\text{eq}\cdot\text{L}^{-1}$)

K = $10^{-\text{pK}}$

pK = $0,958 + 0,90 \text{ pH} - 0,039 (\text{pH})^2$

Ct = $10 \times \text{DOC}$ = concentration de l'acide organique ($\mu\text{eq}\cdot\text{L}^{-1}$)

Figure 16
Composition exprimée en pourcentage et concentrations ($\mu\text{eq}\cdot\text{L}^{-1}$) des ions principaux par groupe de vulnérabilité de la roche en place (lac Ranger — VIXEN et GONG; Wanapitei — vulnérabilité élevée (WHS), moyenne (WMS) et faible (WLS)), et comparaisons entre les deux estimations des concentrations d'anions organiques ($\mu\text{eq}\cdot\text{L}^{-1}$)



$$\text{DOC} = \text{concentration de carbone organique dissous (mg}\cdot\text{L}^{-1})$$

Le calcul traditionnel de la teneur en anions organiques qui utilise le rapport déficitaire (anion organique¹ = cations - anions (en utilisant le dosage du SO_4^{2-} par le BMT)) donne un bilan de charge raisonnablement bon dans les réseaux lacustres d'eaux limpides plus diluées de la région de Wanapitei (WHS, WMS et WLS) (fig. 16), où l'influence combinée de la surestimation du SO_4^{2-} et de la teneur en anions organiques sont négligeables. Dans les régions VIXEN et GONG cependant, le rapport déficitaire (anion organique¹) n'explique que la fraction de la teneur mesurable en anion organique². La surestimation des teneurs en SO_4^{2-} n'expliquerait qu'une partie de la différence entre la teneur en anion organique² et l'estimation déficitaire (anion organique¹). Cependant, les résultats d'un essai récent (mai 1985) qui faisait appel à des mesures doubles de dosage de SO_4^{2-} par BMT et CI dans 75 échantillons d'eau de terres bourbeuses des régions du lac Ranger et de Wanapitei (McNicol, inédit) indiquent une bonne corrélation ($R^2 = 0,97$) entre les deux estima-

tions, l'équation de régression suivante étant donnée par le rapport :

$$\text{SO}_4^{2-} (\text{CI}) = 0,09 + (0,914 \times \text{SO}_4^{2-} (\text{BMT})) - (0,0118 \times \text{couleur}) \quad [3]$$

où $\text{SO}_4^{2-} (\text{CI})$ et $\text{SO}_4^{2-} (\text{BMT})$ sont exprimés sous forme de $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, et la couleur en unités Hazen. En utilisant les valeurs moyennes pour le SO_4^{2-} et la couleur de l'eau dans le tableau 9, l'équation susmentionnée prévoit les surestimations suivantes des ions sulfate à l'aide du BMT : WHS = +10,2 %, WMS = +11,6 %, WLS = +11,7 %, GONG = +13,0 % et VIXEN = +16,8 %. Lorsqu'on utilise la méthode du BMT pour la gamme des couleurs d'eau présentes dans les échantillons des lacs d'amont, la surestimation ne devrait que rarement dépasser 17 % de la mesure par CI. Le fait d'inclure d'autres cations (Al^{3+} , Fe^{3+} , Mn^{2+} et NH_4^+) dans le calcul des cations totaux améliorerait considérablement les bilans de charge dans la région du lac Ranger (GONG—anion organique¹ = 45,3; VIXEN—anion organique¹ = 43,6), mais l'inverse est également vrai dans la région de Wanapitei (WLS = 86,5, WMS = 58,7 et WHS = 49,9).

Bien que ces résultats soient peu concluants, les données suggèrent que les imprécisions dans le calcul du bilan de charge provenant des dosages du SO_4^{2-} par le BMT seraient limitées au minimum dans toute la gamme des couleurs d'eau et des teneurs en carbone organique de cette étude. C'est seulement dans un faible pourcentage des lacs étudiés, et particulièrement dans la région du lac Ranger, que les anions organiques pourraient constituer un élément ionique majeur, mais ils ne contribueraient pas sensiblement à l'acidité de ces réseaux lacustres.

3. Réaction biologique à l'acidification des lacs

3.1. Structure des communautés de poissons

La plupart des informations historiques sur les communautés de poissons de l'Ontario portent principalement sur les importantes espèces de poissons gibier. Dans la région vulnérable qui se trouve entre les hautes terres Algonquin et Sault-Sainte-Marie, le Touladi (*Salvelinus namaycush*), l'Ombre de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et les communautés de Centrarchidés sont très répandues.

Cependant, la répartition des communautés de poissons par catégorie de grandeur de lac dans cette région a confirmé que les lacs ne contenant aucun poisson ou aucun poisson gibier ont presque tous une superficie inférieure à 10 ha (Minns, 1981). Les lacs d'amont qui sont les plus vulnérables à l'acidification et qui renferment les habitats aquatiques les plus exploités par la sauvagine (fig. 8) ne sont pas nécessairement un habitat critique pour la plupart des grands poissons gibier. Cependant, les rapports trophiques dans ces réseaux lacustres sont influencés par la présence, la composition et l'abondance d'espèces de poissons alimentaires ou non gibier.

La structure des ensembles de petits poissons non gibier et les facteurs physiques et chimiques qui déterminent leur organisation ont été étudiés dans les lacs d'amont des deux régions à l'étude. Sept espèces de cyprinidés ont été généralement capturées dans nos pièges à méné. Ces espèces étaient le Ventre rouge du Nord (*Chrosomus eos*), le Ventre citron (*Chrosomus neogaeus*), le Mulet perlé (*Semotilus margarita*), le Tête-de-boule (*Pimephales promelas*), le Méné à nageoires rouges (*Notropis cornutus*), le Mulet à cornes (*Semotilus atromaculatus*) et le Naseux noir (*Rhinichthys atratulus*). Étant donné que nous avons trouvé des populations composées uniquement d'espèces hybrides de

Tableau 11
Nombre et pourcentage des lacs occupés par les espèces et les familles de poissons non gibier dans les régions à l'étude du lac Ranger et Wanapitei

Espèce	Présence de poissons			
	Lac Ranger (N = 69)		Wanapitei (N = 54)	
Nom courant	N ^{bre}	%	N ^{bre}	%
F. Cyprinidae	61	88,4	16	29,6
1. <i>Chrosomus</i> spp.	46	66,7	10	18,5
2. Méné à nageoires rouges	22	31,9	3	5,6
3. Mulet perlé	33	47,8	6	11,1
4. Mulet à cornes	27	39,1	1	1,9
5. Tête-de-boule	20	28,9	6	11,1
6. Naseux noir	15	21,7	0	0
7. Chatte de l'Est	2	2,9	4	7,4
F. Centrarchidae	0	0	7	12,9
1. Crapet de roche	0	0	3	5,6
2. Crapet-soleil	0	0	6	11,1
F. Percidae	7	10,1	21	38,9
1. Perchaude	1	1,5	14	25,9
2. Dard à ventre jaune	6	8,7	7	12,9
F. Gasterostidae	25	36,2	6	11,1
1. Épinoche à cinq épines	25	36,2	6	11,1
F. Catostomidae	28	40,6	8	14,8
1. Meunier noir	28	40,6	8	14,8
Absence de poissons	8	11,6	23	42,6
Présence de poissons	61	88,4	31	57,4

Tableau 12
Nombre d'observations de chaque espèce de cyprinidés dans les 58 lacs de la région à l'étude du lac Ranger, proportion des observations avec (d'autres) espèces fluviatiles, proportion prévue si les observations étaient aléatoires par rapport à (d'autres) espèces fluviatiles, et tests du khi carré de l'indépendance de la présence de chaque espèce par rapport aux (autres) espèces fluviatiles (***) $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$

Espèces	Nombre d'observations, N	Proportion des observations avec (d'autres) espèces fluviatiles	Proportion prévue des observations avec (d'autres) espèces fluviatiles	Statistique du khi carré
<i>Espèces des étangs</i>				
<i>Chrosomus</i> spp.	44	0,48	0,57	6,27*
Mulet perlé	32	0,59	0,57	0,18
Tête-de-boule	20	0,65	0,57	0,82
<i>Espèces fluviatiles</i>				
Méné à nageoires rouges	20	0,80	0,50	10,99***
Mulet à cornes	26	0,77	0,47	17,49***
Naseux noir	15	0,87	0,53	8,96**

et physiques des lacs (Bendell et McNicol, 1987b). En résumé, on peut dire que les six principaux taxons de cyprinidés peuvent être facilement divisés en deux groupes écologiques. Les espèces qui vivent dans des étangs comme *Chrosomus* spp., le Mulet perlé et le Tête-de-boule se trouvent souvent ensemble dans le nord-est de l'Ontario dans les eaux "acides et colorées des bassins fermés par les barrages de castors et des petits lacs", souvent en association avec l'Épinoche à cinq épines (Scott et Crossman, 1973). Les trois autres espèces, le Méné à nageoires rouges, le Mulet à cornes et le Naseux noir, sont des espèces très répandues qui vivent dans les cours d'eau et qui utilisent les rivières en gravier comme frayères. Par contre, les espèces types des étangs, *Chrosomus* spp. et le Tête-de-boule, se reproduisent dans les étangs contenant des couches de fins substrats organiques tandis que le Mulet perlé se reproduit sur les substrats durs des cours d'eau (Langlois, 1929) ou "dans la végétation à la périphérie des lacs" (Tallman et al., 1984).

Ces espèces vivant dans les étangs étaient très répandues et au moins une se trouvait dans chacun des 61 lacs, à l'exception de 4, qui supportaient des cyprinidés (annexe 8a). Par contre, les espèces vivant dans les cours d'eau étaient absentes de 25 lacs et semblaient constituer un groupe distinct d'espèces vivant fréquemment ensemble. Les espèces vivant dans les cours d'eau se trouvaient plus souvent que prévu avec d'autres espèces vivant dans des cours d'eau que sans elles (test χ^2 , tableau 12). Le Tête-de-boule et le Mulet perlé ne se trouvaient pas plus souvent en présence d'espèces vivant dans des cours d'eau, et *Chrosomus* spp. avaient tendance à se trouver plus fréquemment en leur absence. Bien que ces tests du khi carré ne soient pas indépendants, ils appuient fortement l'hypothèse selon laquelle la dichotomie étang/cours d'eau est une caractéristique structurale majeure de la communauté des cyprinidés dans la région du lac Ranger. Cette analyse peut également s'étendre aux espèces de non-cyprinidés les plus fréquemment signalées. L'Épinoche à cinq épines, une espèce qui se reproduit dans les étangs, se trouvait avec des cyprinidés vivant dans les cours d'eau dans seulement 10 des 25 lacs dans lesquels elle était présente ($\chi^2 = 0,20$, $p > 0,05$) tandis que le Meunier noir qui frayait sur le lit graveleux des rivières se trouvait avec des cyprinidés des cours d'eau dans 20 des 27 lacs dans lesquels il a été signalé ($\chi^2 = 6,08$, $p < 0,05$).

3.2. Structure des communautés de poissons et acidification des lacs

Les tolérances comparatives des espèces indigènes de poissons par rapport à l'acidité des lacs ont été étudiées à fond, généralement par le biais d'études de populations (Harvey, 1975; Kelso et al., 1981; Harvey et Lee, 1982; Somers et Harvey, 1984; Beggs et al., 1985; IEC Beak, 1985; Frenette et al., 1986), d'acidification expérimentale (Schindler et Turner, 1982; Mills, 1985; Mills et al., 1987; Schindler et al., 1985) ou de toxicité pour une seule espèce, ou par des essais de conditions (Beamish, 1972, 1974; Mount, 1973; Ryan et Harvey, 1980; Baker et Schofield, 1982; Holtze, 1983; Fraser et Harvey, 1984; Lemly et Smith, 1985). La plupart des études ont surtout porté sur les espèces importantes pour la pêche sportive ou commerciale, particulièrement les salmonidés (l'Ombre de fontaine, le Touladi, la Truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) (Packer et Dunson, 1972; Menendez, 1976; Robinson et al., 1976; Trojnar, 1977; MacCrimmon et al., 1983; Moreau et Barbeau, 1983; Brown et Eales, 1984; Neville, 1985) plutôt que sur les communautés de poissons composées de petites espèces non gibier.

Il faut d'abord connaître la composition des communautés de poissons avant l'acidification pour relier les changements produits au sein des communautés de poissons à l'acidification des lacs. Les données sur les pêches sont cependant très rares dans bien des régions ou disponibles seulement pour certains lacs, qui sont rarement des lacs d'amont, ou pour certaines espèces sélectionnées, qui sont rarement des ménés. En Ontario, Minns (1981) a confirmé que presque tous les petits lacs d'une superficie d'entre 10 et 100 ha situés dans les bassins hydrographiques 2C-E dans l'axe Sault Sainte-Marie-Sudbury (fig. 3d) contiendraient principalement des communautés d'Ombles de fontaine. Les ensembles de poissons non gibier ne se trouveraient que dans la plupart des lacs d'une superficie inférieure à 10 ha. Dans la présente étude, nous avons évalué les caractéristiques biologiques, chimiques et physiques des petits lacs soumis à divers apports atmosphériques et à diverses influences géochimiques qui, ensemble, influent sur la composition des communautés de poissons.

Jusqu'à présent, les données sur l'état des populations de poissons dans les lacs autour de Sudbury étaient rares. On ne sait pas très bien à quel point la toxicité des métaux traces accompagnée d'un faible pH peut être

responsable des pertes observées de populations de poissons dans les lacs de la région de Sudbury (Beamish et Harvey, 1972; ministère de l'Environnement, 1979). En supposant que les émissions de métaux soient à peu près proportionnelles aux émissions de SO_2 , Keller et Pitblado (1986) ont conclu que la toxicité des métaux traces a vraisemblablement joué un rôle important lors de la plupart des pertes de poissons des lacs, soit de 1950 à 1970 (Beamish et Harvey, 1972; Gunn, 1982), alors que les émissions de métaux traces étaient probablement deux à quatre fois plus élevées qu'aujourd'hui. Il y a cependant certaines indications d'améliorations au niveau des pêches en réaction à l'augmentation récente du pH et à la diminution des concentrations de métaux dans certains lacs de la région de Sudbury (Gunn et Keller, 1984). Il y a actuellement un moins grand nombre de lacs qui dépassent les objectifs fixés par le ministère de l'Environnement (1978) pour la protection des poissons et de la faune aquatique (relevés de 1981-1983) comparativement aux relevés de 1974-1976 (Keller et Pitblado, 1986).

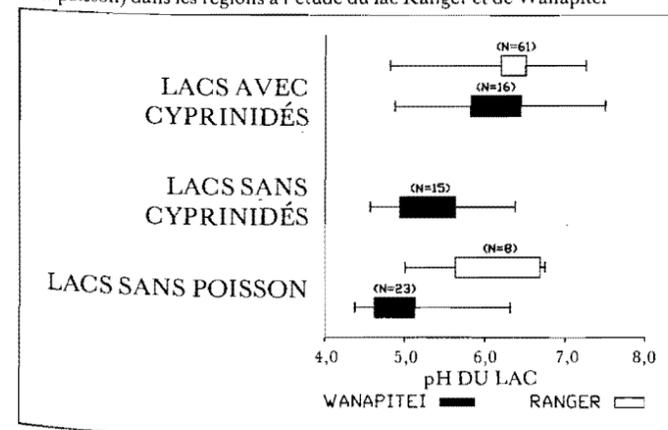
Les résultats de l'échantillonnage des poissons non gibier effectué dans la région de Wanapitei viennent corroborer les résultats précédents des pertes de poissons dans la région métropolitaine de Sudbury. Lorsque le pH des eaux du lac est supérieur à 6, les ensembles de poissons sont dominés par diverses populations de cyprinidés dans les deux régions à l'étude (fig. 17). Une communauté de non-cyprinidés très simple, dominée par la Perchaude tolérant l'acide, se trouvait généralement dans les eaux d'un pH de 6 à 5 dans la région de Wanapitei. Plus de 66 % des 30 lacs acides (pH < 5,5) étudiés dans la région de Wanapitei ne contenaient pas de poissons. On n'a pas trouvé de différences de pH des eaux lacustres entre les groupes de lacs contenant des cyprinidés et les lacs ne contenant pas de poissons dans la région du lac Ranger (test t , $t = 2,31$, $p > 0,05$). Des différences importantes étaient notées entre les ensembles de poissons dans la région de Wanapitei (ANOVA, $F = 21,82$, $p < 0,0001$); les lacs contenant des cyprinidés avaient un pH moyen sensiblement plus élevé que celui des lacs contenant des non-cyprinidés ou ne contenant aucun poisson (application du test d'étendues multiples par Tukey).

La présence de huit lacs sans poisson dans la région du lac Ranger n'était pas reliée au pH de l'eau. Près de 10 % des 63 lacs non acidifiés échantillonnés ne contenaient pas de poissons, ce qui est près des 13 % de lacs non acidifiés ($N = 24$) qui ne contiennent pas de poisson dans la région de Wanapitei. Ces résultats supposent qu'une petite partie des réseaux d'étangs et de lacs d'amont ne supportent aucune population de poissons pour des causes naturelles, y compris l'isolement biogéographique et l'anoxie hivernale (IEC Beak, 1985).

La régression linéaire de la richesse des espèces par rapport au pH était très significative dans la région de Wanapitei ($R^2 = 0,65$, $Y = -5,24 + 1,22 \text{ pH}$, $p < 0,0001$). Cela suggère que la richesse des espèces diminue proportionnellement à l'augmentation de l'acidification en raison de la perte d'espèces ne tolérant pas l'acide. Les conditions dans la région du lac Ranger favorisent une communauté de divers cyprinidés sans aucun rapport évident observé entre la richesse des espèces et le pH de l'eau ($R^2 = 0,11$, $Y = 0,06 + 0,47 \text{ pH}$, $p > 0,05$).

Les cyprinidés toléraient moins les conditions acides que les non-cyprinidés. La figure 18 fournit une comparaison entre les répartitions des diverses espèces dans les deux régions à l'étude par rapport au pH de l'eau. Plusieurs espèces de cyprinidés, notamment le Méné à nageoires

Figure 17
Étendue et intervalles de confiance de 95 % du pH moyen des lacs pour les principaux types d'ensembles de poissons (cyprinidés, non-cyprinidés et lacs sans poisson) dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei

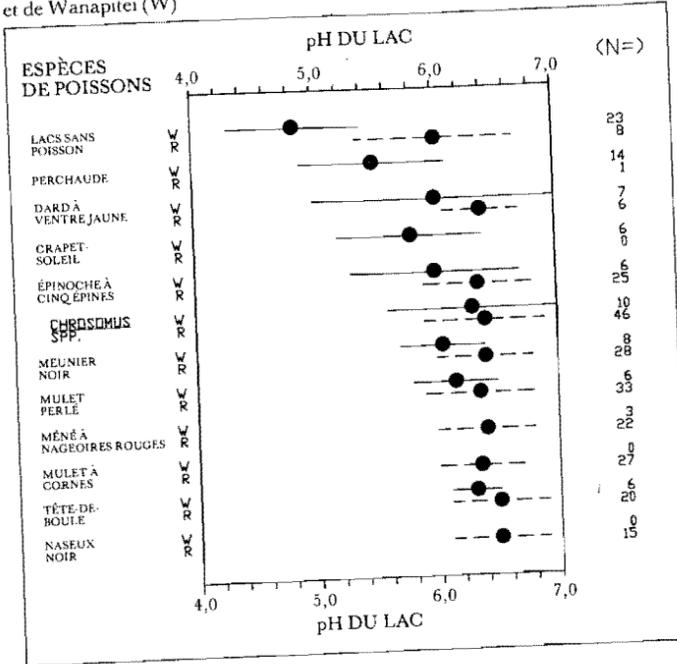


C. eos × *C. neogaeus*, ces espèces et les espèces apparentées ont été désignées comme étant des *Chrosomus* spp. Les espèces de non-cyprinidés capturés dans les pièges à méné étaient le Meunier noir (*Catostomus commersoni*), l'Épinoche à cinq épines (*Culaea inconstans*), le Dard à ventre jaune (*Etheostoma exile*), la Perchaude (*Perca flavescens*), le Crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*) et le Crapet de roche (*Ambloplites rupestris*). Les espèces dont les prises étaient peu fréquentes étaient l'Ombre de fontaine, le Méné de lac (*Coxius plumbeus*), le Museau noir (*Notropis heterolepis*) et la Chatte de l'Est (*Notemigonus crysoleucas*) dans la région du lac Ranger et l'Achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*), le Grand brochet (*Esox lucius*) et la Barbotte brune (*Ictalurus nebulosus*) dans la région de Wanapitei. L'annexe 8 donne un résumé complet des résultats des prises dans les pièges à méné.

Il y avait des différences au niveau de la présence et de la composition des espèces de poissons entre les deux régions à l'étude (tableau 11). La plus frappante était que 43 % des lacs de la région de Wanapitei ne contenaient pas de poissons comparativement à seulement 12 % dans la région du lac Ranger. Dans les 31 lacs de la région de Wanapitei qui contenaient des poissons, les familles représentées étaient les percidés (68 %), les cyprinidés (52 %), les catostomes (26 %), les centrarchidés (23 %) et les gastérostéidés (19 %). L'espèce la plus courante enregistrée était la perchaude qui se trouvait dans 45 % des lacs contenant du poisson. Le seul représentant répandu de la famille des cyprinidés était le *Chrosomus* spp. (32 %). Dans la région du lac Ranger, aucun centrarchidé n'a été signalé et seul un lac (002R) contenait de la perchaude (annexe 8a). Les cyprinidés étaient pratiquement omniprésents, alors que le Meunier noir et l'Épinoche à cinq épines étaient pratiquement également très répandus.

Les données sur la répartition des cyprinidés dans la région du lac Ranger ont été analysées pour déterminer si leur présence était reliée aux caractéristiques chimiques

Figure 18
Répartition des observations de chaque espèce de poissons (moyenne \pm É.-T. de 1) par rapport au pH des lacs dans les régions à l'étude du lac Ranger (R) et de Wanapitei (W)



rouges, le Mulet à cornes et le Naseux noir, étaient en moyenne réparties dans des eaux dont le pH était supérieur à 6 dans les deux régions (écart-type moyen de ± 1), bien que les deux dernières espèces n'aient pas été signalées dans la région de Wanapitei. Il n'y avait aucune population importante de cyprinidés dans les eaux à pH inférieures à 5,5 bien que certaines espèces habitant les étangs, notamment *Chrosomus* spp. et le Mulet perlé, se trouvaient dans des eaux dont le pH variait de 6 à 5,5, ainsi que le Meunier noir. À un pH inférieur à 5,5, plusieurs espèces de non-cyprinidés, particulièrement l'Épinoche à cinq épines, le Crapet-soleil, le Dard à ventre jaune et la Perchaude ont été observées. Très peu de lacs dont le pH était inférieur à 5 contenaient des poissons.

On constate généralement la perte de populations de poissons de pêche sportive et commerciale dans les lacs et les cours d'eau acidifiés lorsque le pH des eaux douces est inférieur à 5. Bien que les problèmes de recrutement soient probablement la principale cause de la perte des populations de poissons, les changements au niveau des réseaux trophiques accélèrent ce processus (Mills et Schindler, 1987). Lorsque le pH d'un écosystème aquatique passe de 6 à 5, il se produit bien des changements dans les niveaux trophiques inférieurs de la chaîne alimentaire aquatique. Les résultats d'un échantillonnage de petits poissons non gibier entrepris dans le cadre de la présente étude justifient les degrés de tolérance à l'acide observés au cours d'autres relevés des populations ou d'autres essais de toxicité. Par exemple, le Tête-de-boule est une espèce relativement intolérante qui disparaît souvent entièrement lorsque le pH est inférieur à 6 (Mount, 1973; Schindler et Turner, 1982; Rahel et Magnuson, 1983; Zischke *et al.*, 1983); elle est en outre extrêmement vulnérable aux effets de divers polluants (Veith *et al.*, 1983; Lemly et Smith, 1985). Holtze et Hutchinson (1987) ont trouvé que le Méné à nageoires rouges était la plus vulnérable des six espèces indigènes qui ont fait l'objet d'essais sur le stress dû aux ions aluminium et hydrogène, tandis que Mills (comm. pers.) a remarqué

la disparition des Ménés à nageoires rouges au début de leur développement (pH d'environ 5,8) au cours d'un essai d'acidification expérimental dans le lac 223 dans la région des lacs expérimentaux. Dans la même étude, le Mulet perlé était capable de survivre à un pH inférieur à 5,6, mais a subi des effets néfastes à un pH de 5,1 (Mills et Schindler, 1987). La Perchaude semble tolérer une vaste gamme de pH des eaux lacustres bien que l'on ait observé des problèmes de recrutement et de piètres conditions dans des conditions de forte acidité (Ryan et Harvey, 1980; Suns *et al.*, 1980; Rask, 1984a, 1984b; Frenette *et al.*, 1987).

Malgré l'importance du pH comme indicateur de la condition chimique et de l'état des pêches dans les lacs d'amont, bien d'autres facteurs abiotiques peuvent également influencer la structure de la communauté de poissons. Les ensembles de poissons et les facteurs physiques et chimiques qui influent sur leur organisation ont été étudiés en détail dans les lacs du nord du Wisconsin (Tonn et Magnuson, 1982; Rahel, 1984, 1986; Tonn, 1985). Dans notre étude, les données sur les variables physiques et chimiques ont été analysées afin de trouver les facteurs, y compris le pH, responsables du maintien de l'organisation structurale des petits ensembles de poissons non gibier. Les cotes calculées par l'analyse combinée des principaux facteurs pour tous les lacs à l'étude (tableau 7a) ont été utilisées pour évaluer les rapports entre les principaux ensembles de poissons et les descripteurs environnementaux. Les différences entre les cotes moyennes des groupes de lacs à cyprinidés, à non-cyprinidés et sans aucun poisson et les facteurs individuels, ainsi que les comparaisons entre les groupes de poissons pour chaque facteur étudié indépendamment, sont présentées au tableau 13. Le facteur 1, "acidité", explique la répartition des populations de poissons non gibier selon les propriétés chimiques associées à l'acidification. En général, les cyprinidés ne se trouvent pas dans des conditions acides; leur présence dans des eaux affectées par le facteur acidité était sensiblement différente des cotes moyennes des groupes de lacs habités par des espèces de non-cyprinidés ou des groupes de lacs ne contenant aucun poisson (tableau 13). Dans la figure 19, les cotes moyennes des principaux types d'ensembles de poissons sont extrapolées relativement aux trois principaux facteurs environnementaux. Dans la région de Wanapitei, l'acidité accrue coïncide nettement avec la perte des populations de poissons vulnérables (les cyprinidés), la présence accrue d'espèces tolérant l'acidité (non-cyprinidés) et le nombre accru de lacs sans poisson.

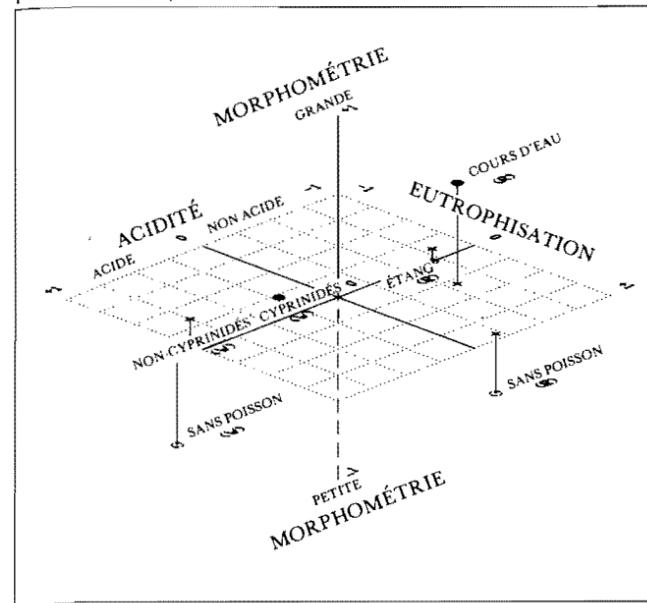
D'autres facteurs influent également sur la présence et la répartition de ces espèces. Alors que le facteur 2, la

Tableau 13
Différences entre le nombre moyen d'observations des principaux types d'ensembles de poissons et les cotes de chaque facteur dans les deux régions à l'étude combinées, testées à l'aide des méthodes dérivées du test *t* de Student (***) $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$. †

Ensemble de poissons	N	Facteur 1 "acidité"	Facteur 2 "force ionique"	Facteur 3 "eutrophisation"	Facteur 4 "morphométrie"
A Cyprinidés	77	-0,494***	+0,055	+0,029	+0,231
B Non-cyprinidés	15	+0,760***	+0,094	-0,316	-0,115
C Sans poisson	31	+0,859***	-0,182	+0,080	-0,518**
ANOVA		F = 45,11***	F = 0,73	F = 1,06	F = 8,82**
Tukey		A < B,C			A > C

† Les comparaisons entre les cotes moyennes des facteurs pour les différents types d'ensembles de poissons ont été faites à l'aide des méthodes dérivées du test *t* de Student.

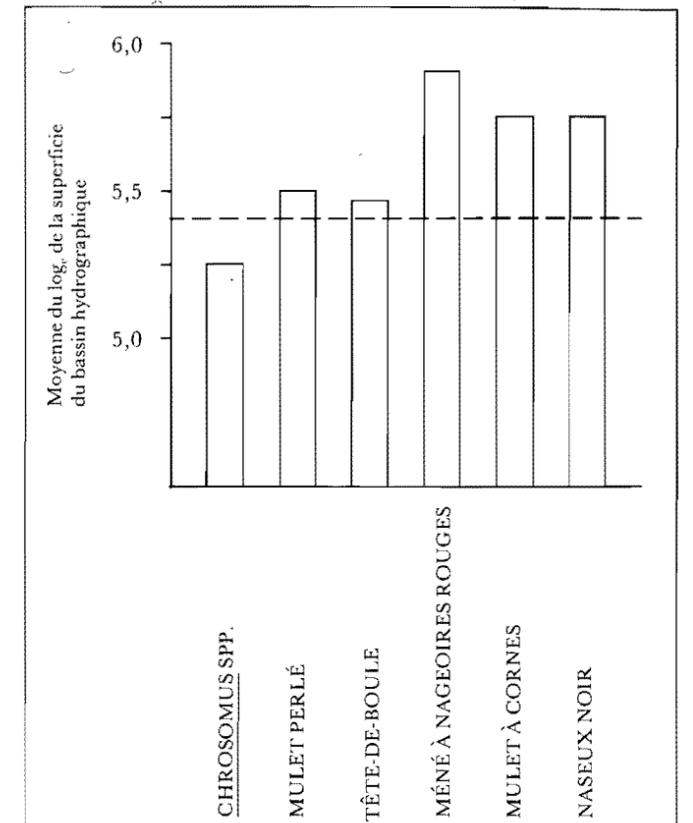
Figure 19
Profils d'association entre les principaux types d'ensembles de poissons dans les régions à l'étude du lac Ranger (R) et de Wanapitei (W); tels que décrits par leurs cotes moyennes de trois facteurs environnementaux



force ionique, et le facteur 3, l'eutrophisation, ne semblent pas influencer les principaux types d'ensembles de poissons (tableau 13), d'importantes différences ont été observées au niveau du facteur 4, la morphométrie. En moyenne, les lacs sans poisson ont des cotes sensiblement inférieures en ce qui a trait au facteur 4 que les lacs contenant des cyprinidés ou des non-cyprinidés. Ces résultats supposent que les petits lacs à bassin hydrographique limité ne sont pas seulement prédisposés à l'acidification des eaux de surface mais également plus sujets à manquer de poissons simplement pour des considérations biogéographiques. Les grands lacs dont le bassin hydrographique couvre une grande superficie sont plus aptes à supporter divers ensembles de cyprinidés.

La morphométrie des lacs permet également une distinction entre les cyprinidés vivant dans des étangs par rapport aux cyprinidés vivant dans des cours d'eau dans la région du lac Ranger, les espèces des cours d'eau préférant les grands lacs bien drainés (fig. 19). Les caractéristiques physiques et chimiques responsables de la séparation des cyprinidés entre ces deux groupes dans la région du lac Ranger ont déjà été signalées ailleurs (Bendell et McNicol, 1987b). Dans cette analyse, on a trouvé que des espèces de cyprinidés s'ajoutaient à l'ensemble des espèces vivant dans des étangs d'amont à mesure que la superficie du bassin hydrographique augmentait (fig. 20). Nous avons conclu que l'addition de ces espèces peut être justifiée par un accroissement de l'habitat caractéristique des cours d'eau dans les lacs d'aval. D'autres études ont permis de trouver d'importants rapports entre la diversité des communautés de poissons et la superficie des lacs dans des régions acidifiées (Harvey, 1975; Somers et Harvey, 1984) et non acidifiées (Harvey, 1982; Tonn et Magnuson, 1982) de l'est de l'Amérique du Nord. Les modifications reliées à la superficie du bassin hydrographique et influant sur la structure de l'ensemble des poissons dans la région du lac Ranger coïncidaient avec les modifications chimiques qui reflètent les processus géochimiques à l'intérieur du bassin versant; elles n'étaient cependant pas responsables de la limitation de la répartition des cyprinidés vivant dans les cours d'eau.

Figure 20
Logarithme moyen de la superficie du bassin hydrographique pour chaque taxon principal de cyprinidés dans la région à l'étude du lac Ranger par rapport à la moyenne globale (ligne pointillée horizontale)



D'après les preuves fournies par l'échantillonnage fait dans la région du lac Ranger en 1981, les populations de Naseux noir et de Tête-de-boule semblaient être en grande partie limitées à la région VIXEN (voir l'annexe 3). Cela ne s'appliquait cependant pas à l'échantillonnage plus vaste fait en 1983. Il n'y a aucune raison de croire que le Naseux noir et le Tête-de-boule étaient limités par le pH et l'alcalinité à la même gamme de valeurs observées dans la région du lac Ranger. Sans tenir compte de l'emplacement géographique (VIXEN ou GONG), les lacs ayant un petit bassin hydrographique avaient tendance à supporter une faune de cyprinidés plus limitée et avaient une capacité tampon moyenne plus faible à un pH donné que les lacs dont le bassin de drainage était plus grand et abritait une faune de cyprinidés plus diversifiée (Bendell et McNicol, 1987b). Ces lacs avaient également des concentrations plus élevées de Ca, ce qui pourrait atténuer les effets du faible pH sur les poissons (Brown, 1982).

Ces résultats suggèrent que les populations de poissons des lacs d'amont sont plus sujettes à des pertes à un niveau donné de dépôts acides que celles vivant dans les lacs à grand bassin hydrographique dont les sols et la géologie sont semblables. Dans une gamme comparable de caractéristiques des bassins hydrographiques dans la région de Wanapitei, la richesse des espèces de poissons était fortement corrélée au pH du lac, bien que les paramètres chimiques et physiques, notamment la superficie du bassin hydrographique, contribuaient au gradient de la structure de la communauté de poissons observée. De même, Rahel (1986) a remarqué que les facteurs chimiques (alcalinité) et biogéographiques (superficie du lac et isolement des autres nappes d'eau) influent grandement sur la composition des communautés de poissons

dans les lacs du nord du Wisconsin. Il a conclu que la faible alcalinité et les conditions chimiques associées (p.ex. faible pH) limitaient la présence d'un grand nombre de cyprinides et de certains percides (genre *Etheostoma*), tandis que d'autres espèces étaient peu fréquentes dans les petits lacs (p.ex. l'Achigan à petite bouche et le Dard-perche) ou les lacs sans affluent (Moxostome doré, genre *Moxostoma*). D'autres espèces dont le Meunier noir, le Crapet (*Lepomis* spp.) et la Perchaude étaient présentes dans une vaste gamme de superficies et d'alcalinités de lacs.

3.3. Macroinvertébrés et acidification des lacs

L'acidification des lacs dans les régions touchées par les dépôts acides peut provoquer d'importants changements au niveau des communautés des organismes planctoniques et benthiques (Almer *et al.*, 1974; Hendrey *et al.*, 1976; Kwiatowski et Roff, 1976; Weiderholm et Eriksson, 1977; Mossberg et Nyberg, 1979). Les changements au niveau de la présence, de l'abondance, de la succession saisonnière des espèces et de la diversité des communautés ont été utilisés comme indicateurs de l'acidification des lacs. Kelso *et al.* (1986a) ont indiqué que la tendance à une moins grande quantité d'espèces de poissons, de phytoplancton, de zooplancton et de benthos à pH inférieur à 6 persiste partout dans l'est du Canada bien que la réaction la moins forte se trouve au niveau du benthos où certains organismes bénéficient de la capacité tampon de leur substrat (Dermott *et al.*, 1986). Cependant, Kelso *et al.* (1986a) ont conclu que tous les signes trouvés dans l'est du Canada indiquent que les limites physiques de l'habitat aquatique plus affaibli par le pH et l'alcalinité exercent une forte influence sur la diversité des communautés de tous les éléments biotiques.

La macrofaune des communautés benthiques et nectoniques a été étudiée dans le cadre de l'étude pilote de 1981 dans la région du lac Ranger (voir l'annexe 3). Un échantillonnage des invertébrés aquatiques fait en 1983 a porté entièrement sur des organismes épifauniques et nectoniques considérés comme étant des aliments potentiels pour la sauvagine. Bien que de nombreux invertébrés benthiques comme certaines espèces d'escargots, de myes, d'écrevisses, d'amphipodes et divers insectes aquatiques se trouvent rarement dans des lacs acidifiés, certains gros insectes aquatiques prédateurs comme les corises et les notonectes sont très tolérants pour le milieu acide (Grahn *et al.*, 1974) et peuvent devenir les prédateurs du sommet de la pyramide dans les lacs acidifiés (Eriksson *et al.*, 1980; Dillon *et al.*, 1984).

La composition des ensembles d'insectes aquatiques a été étudiée en relation avec la prédation des poissons et l'acidité des lacs dans un sous-ensemble de 18 lacs dans les deux régions à l'étude. Aucun poisson n'a été signalé dans 4 lacs examinés dans la région du lac Ranger et 8 lacs de la région de Wanapitei. Douze espèces de poissons ont été signalées dans les 24 lacs contenant du poisson (voir l'annexe 8). Le nombre de poissons capturés variait de 1 à 3 857, un peu moins de 100 spécimens étant recueillis dans 10 lacs échantillonnés.

Les résultats des études sur les macroinvertébrés sont signalés ailleurs (Bendell, 1986; Bendell et McNicol, 1987a) et résumés dans le présent rapport. Les matrices des cotes présence-absence des principaux taxons d'insectes aquatiques de chaque région ont été analysées à l'aide du programme TWINSpan (Hill, 1979a). Des tableaux à deux axes (lacs par taxon d'insectes) ont été produits pour les deux régions à l'étude, le lac Ranger (tableau 14) et

Tableau 14
Présence des principaux taxons d'insectes dans les échantillons par balayage au filet prélevés dans 18 lacs dans la région à l'étude du lac Ranger*

Taxons d'insectes†	N° du lac																	
	014R	044R	*436R	*459R	426R	*013R	003R	004R	051R	409R	456R	404R	007R	453R	438R	033R	010R	
Cor <i>Dasycoxia hybrida</i>	+	+																
Not <i>Notonecta insulata</i>	+	+	+	+														
Dip <i>Chaoborus americanus</i>	+	+	+	+														
Cor <i>Hesperocorixa scabricula</i>	+	+	+	+														
Not <i>Notonecta undulata</i>	+	+	+	+														
Col <i>Haplplus</i>	+	+	+	+														
Tri <i>Polycentropus</i>	+	+	+	+														
Cor <i>Sigara decoratella</i>																		
Cor <i>Sigara penniensis</i>																		
Ger <i>Gerris comatus</i>																		
Nep <i>Ranatra</i>																		
Tri <i>Agrypnia</i>																		
Cor <i>Sigara solensis</i>																		
Eph <i>Caenis</i>																		
Cor <i>Sigara compressoidea</i>																		
Tri <i>Oxyethira</i>																		
Cor <i>Sigara mackinacensis</i>																		
Ger <i>Trepobates inermis</i>																		
Odo Libellulidés																		
Dip Chironomes																		
Dip Tanytarsus																		
Dip Orthocladinés																		
Odo Coenagrionidés																		
Dip Cératopogoninés																		
Not <i>Buenoa</i>																		
Col <i>Graphoderus liberus</i>																		
Col <i>Gyrinus</i>																		
Ger <i>Rheumatobates rileyi</i>																		
Ger <i>Metrobates hesperius</i>																		
Dip Pentaneurini																		
Odo <i>Aeshna</i>																		

* Disposition des lacs et des taxons par TWINSpan. L'astérisque (*) indique les lacs sans poisson.

† Abréviations :
Ordres d'insectes
Eph - Éphéméroptères
Odo - Odonates
Col - Coléoptères
Tri - Trichoptères
Dip - Diptères
Familles d'hémiptères
Cor - Corisidés
Not - Notonectidés
Ger - Gerridés
Nep - Népidés

Wanapitei (tableau 15). Les ensembles d'insectes des lacs sans poisson des deux régions à l'étude ainsi que ceux des lacs contenant seulement quelques poissons avaient en commun un nombre beaucoup plus grand de taxons que ceux provenant des lacs contenant un grand nombre de poissons. Ces taxons étaient principalement nectoniques et comprenaient les notonectes (Notonectidés), les corises (Corisidés), les dytiques (*Graphoderus liberus*), et les diptères (*Chaoborus americanus*).

À l'aide du programme DECORANA (Hill, 1979b), une analyse de correspondance faisant abstraction des tendances a été effectuée afin d'obtenir les cotes selon un ordre donné. Une description et une analyse de l'utilisation de cette technique sont présentées par Hill et Gauch (1980). Les cotes indépendantes ainsi ordonnées de 18 lacs de la région du lac Ranger et de Wanapitei indiquent un contraste entre les lacs sans poisson ou presque sans poisson et ceux contenant des poissons. Lorsque la courbe du pH du lac est tracée en fonction des cotes du premier axe, il est alors évident qu'il existait une forte relation positive dans la région de Wanapitei ($r_s = 0,79, p < 0,001$) (fig. 22) mais non dans la région du lac Ranger (fig. 21) ($r_s = -0,006, p > 0,05$) (fig. 21). L'établissement des cotes ordonnées qui combinent les lacs des deux régions a indiqué que les lacs sans poisson avaient des ensembles d'insectes aquatiques semblables (fig. 23), bien que la gamme du pH des eaux des lacs sans poisson de la région du lac Ranger (6,45-5,0) fût supérieure à celle observée dans la région de Wanapitei (5,27-4,44). Les cotes ordon-

nées indiquent donc que les lacs sans poisson ou presque sans poisson supportent un même ensemble d'insectes aquatiques différent de celui des lacs peuplés de poissons, et que l'ensemble pour les lacs sans poisson ne tient pas compte du pH de l'eau. Dans la région de Wanapitei, les différences au niveau des ensembles d'insectes aquatiques étaient vraisemblablement reliées au pH de l'eau, ce qui est une conséquence probable des effets de l'acidification des lacs sur les populations de poissons.

La richesse des espèces d'insectes aquatiques était également beaucoup plus grande dans les lacs sans poisson (essais *U* de Mann-Whitney, $p < 0,05$). Le nombre moyen des principaux taxons identifiés était plus de deux fois plus élevé dans les lacs sans poisson des régions de Wanapitei et du lac Ranger (respectivement 11,9 et 13,5) que dans les lacs peuplés de poissons (respectivement 5,3 et 6,0).

Des études de différences des moyennes logarithmiques des échantillons prélevés au filet dans les deux types de lacs ont été effectuées afin de vérifier l'hypothèse selon laquelle l'échantillonnage au filet donne un plus grand nombre d'insectes aquatiques dans les lacs sans poisson que dans les lacs peuplés de poissons. Des différences hautement significatives ont été trouvées dans la région du lac Ranger ($t = 7,39, p < 0,001$) et dans la région de Wanapitei ($t = 5,96, p < 0,001$). Le plus grand nombre d'insectes dans les échantillons des lacs sans poisson était en grande partie dû à l'abondance des organismes nectoniques (fig. 24). Cependant, plusieurs lacs contenant des poissons et ne contenant pas de necton ont néanmoins donné des nombres d'insectes comparables à ceux des lacs

Tableau 15
Présence des principaux taxons d'insectes dans les échantillons par balayage au filet prélevés dans 18 lacs dans la région à l'étude de Wanapitei*

Taxons d'insectes†	N° du lac																	
	002W	*258W	003W	*401W	*572W	*902W	*013W	*251W	*316W	*402W	256W	583W	240W	404W	197W	333W	409W	
Meg <i>Chauliodes</i>																		
Cor <i>Sigara decoratella</i>																		
Col <i>Dineutes nigrior</i>																		
Cor <i>Sigara dolabra</i>																		
Cor <i>Sigara penniensis</i>																		
Cor <i>Hesperocorixa scabricula</i>																		
Not <i>Notonecta insulata</i>																		
Tri <i>Triaenodes</i>																		
Col <i>Graphoderus liberus</i>																		
Col <i>Coptotomus</i>																		
Dip <i>Chaoborus americanus</i>																		
Odo Libellulidés																		
Not <i>Notonecta undulata</i>																		
Not <i>Buenoa</i>																		
Dip Orthocladinés																		
Odo Coenagrionidés																		
Col <i>Gyrinus</i>																		
Dip Pentaneurini																		
Dip Tanytarsus																		
Tri <i>Oxyethira</i>																		
Dip Cératopogoninés																		
Dip Chironomes																		
Ger <i>Rheumatobates rileyi</i>																		
Ger <i>Metrobates hesperius</i>																		
Eph Baëtides																		
Ger <i>Gerris comatus</i>																		
Tri <i>Polycentropus</i>																		

* Disposition des lacs et des taxons par TWINSpan. L'astérisque (*) indique les lacs sans poisson.

† Abréviations :
Ordres d'insectes
Eph - Éphéméroptères
Odo - Odonates
Meg - Mégaloptères
Col - Coléoptères
Tri - Trichoptères
Dip - Diptères
Familles d'hémiptères
Cor - Corisidés
Not - Notonectidés
Ger - Gerridés

Figure 21
pH des lacs c/cotes de l'analyse de correspondance du premier axe (DECORANA) calculées en fonction des données présence/absence de 31 taxons d'insectes dans les lacs avec ou sans poisson de la région à l'étude du lac Ranger (R). La taille des cercles ouverts est proportionnelle au nombre de poissons capturés dans les cinq pièges à méné. Les lacs sans poisson sont indiqués par un X

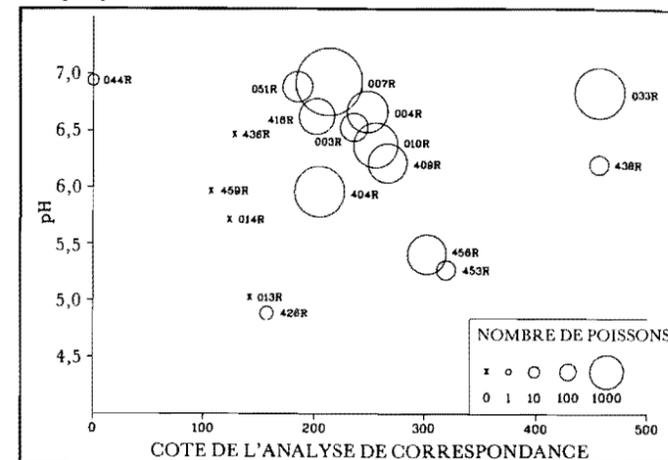
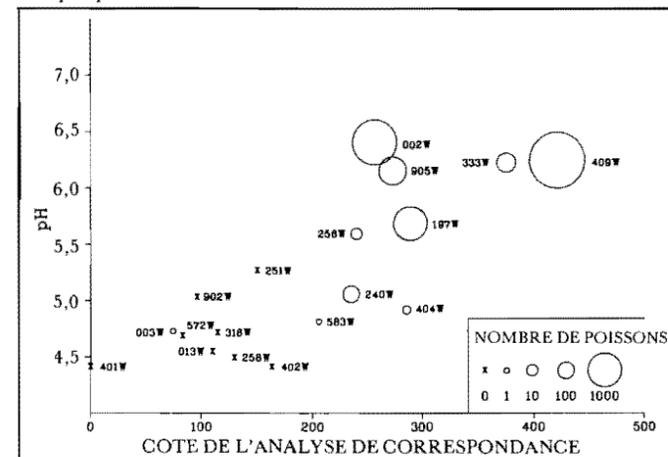


Figure 22
pH des lacs c/cotes de l'analyse de correspondance du premier axe (DECORANA) calculées en fonction des données présence/absence de 27 taxons d'insectes dans les lacs avec ou sans poisson de la région à l'étude de Wanapitei (W). La taille des cercles ouverts est proportionnelle au nombre de poissons capturés dans les cinq pièges à méné. Les lacs sans poisson sont indiqués par un X



sans poisson en raison du grand nombre de gerris (*Gerridés*), particulièrement *Rheumatobates rileyi*, et de façon moins importante, *Metrobates hesperius*, qu'on y trouvait.

Les lacs avec ou sans poisson de la région de Wanapitei supportaient généralement deux types très différents d'ensembles d'insectes (fig. 22 et 24), tandis qu'il y avait un plus grand chevauchement entre les mêmes extrêmes dans les lacs de la région du lac Ranger (fig. 21 et 24). Deux principaux facteurs expliquaient ces différences. Premièrement, dans la région de Wanapitei, le gerris *R. rileyi* abondait plus souvent dans les lacs avec poissons et était rare dans les lacs acides sans poisson, tandis que dans la région du lac Ranger, cet insecte se trouvait en grand nombre dans trois sur quatre lacs non acides (pH > 5,5) sans poisson. Son absence des lacs aux eaux acides suggère qu'il est touché par l'acidification, indépendamment des effets sur la prédation par les poissons. Deuxièmement, comme nous l'avons déjà souligné, il y a de grandes différences entre ces deux régions au niveau des espèces de

Figure 23
Cotes de l'analyse de correspondance du premier axe (DECORANA) calculées en fonction des données présence/absence de 37 taxons d'insectes dans les lacs des régions à l'étude du lac Ranger (R) et de Wanapitei (W). Les cercles ouverts et fermés représentent respectivement des lacs avec ou sans poisson

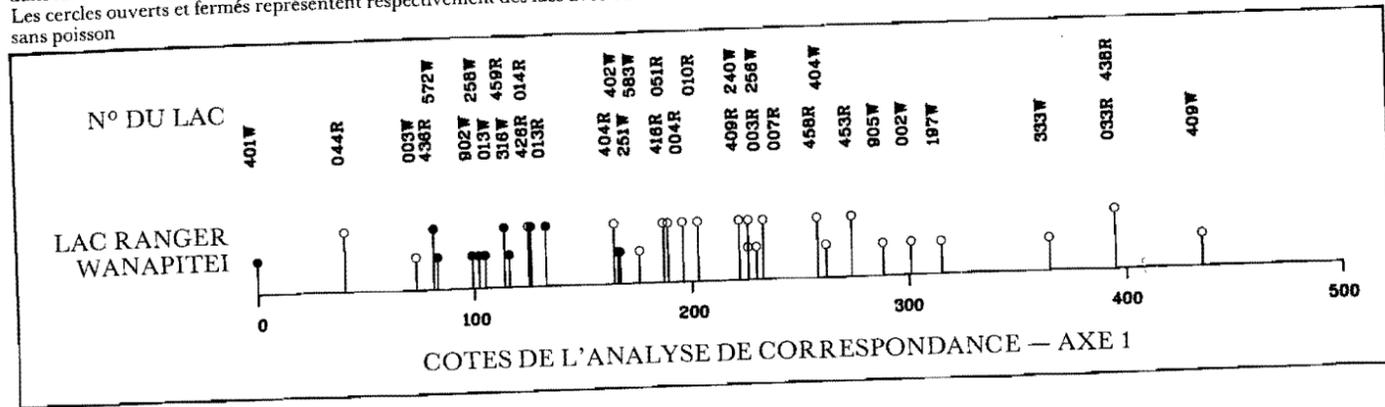
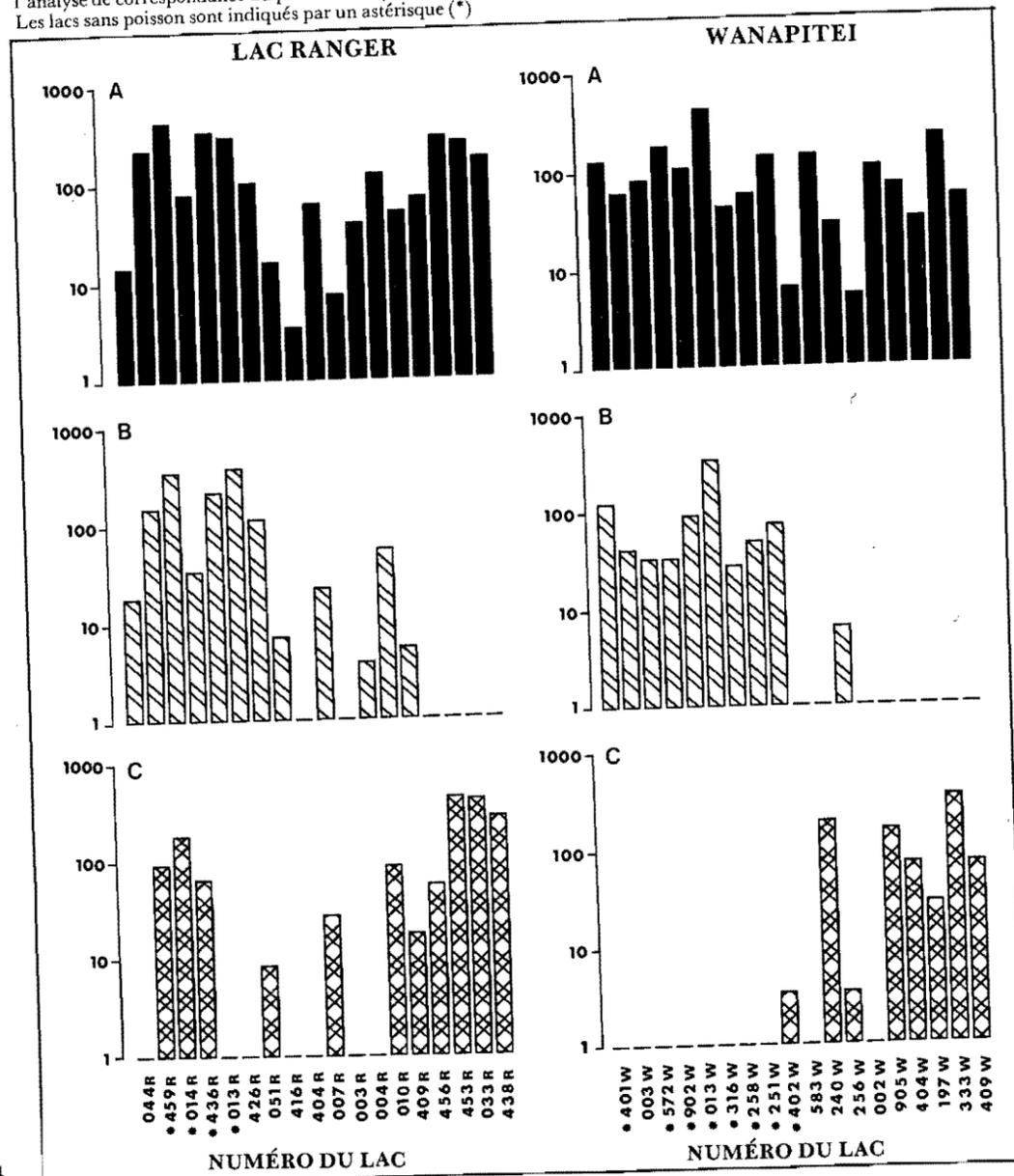


Figure 24
Logarithme de l'abondance (a) de tous les insectes aquatiques, (b) du necton (somme des nombres de Corisidés, Notonectidés *G. liberus* et *C. americanus*), et (c) des Gériidés dans les régions à l'étude du lac Ranger (R) et de Wanapitei (W). Les lacs sont classés par ordre de grandeur croissante des cotes de l'analyse de correspondance du premier axe (DECORANA) (voir fig. 23). Les lacs sans poisson sont indiqués par un astérisque (*)



poissons. La moitié des lacs avec poissons dans la région de Wanapitei conviennent à la Perchaude, qui est une espèce insectivore particulièrement efficace (Eriksson, 1979; Post et Cucin, 1984) et qui tolère également le milieu acide. Dans la région du lac Ranger, la faune des petits poissons non gibier est caractérisée par un ensemble de cyprinidés et la présence de la Perchaude n'a été signalée que dans un seul lac. Les cyprinidés sont des prédateurs d'insectes moins efficaces parce que plusieurs d'entre eux, notamment *Chrosomus* spp. et le Tête-de-boule, ne peuvent se nourrir de gros insectes aquatiques en raison de leur petite gueule et doivent donc se nourrir des larves de ces insectes. Cet ensemble est donc caractéristique des lacs sujets à la mortalité hivernale (Tonn et Magnuson, 1982). On peut donc s'attendre à ce que les populations de poissons de ces lacs soient limitées par les teneurs hivernales en oxygène ou la présence dans les cours d'eau de refuges contre les conditions anoxiques. Ces conditions se trouvent plus souvent dans la région du lac Ranger où les lacs d'amont peu profonds (ZMAX < 3 m) sont fréquents et donc plus sujets à développer des conditions anoxiques. Des dix-huit lacs échantillonnés dans la région de Wanapitei, aucun des lacs d'amont peu profonds ne contenait de poissons, et la profondeur maximale moyenne (7,7 m) était deux fois plus grande que dans la région du lac Ranger (3,8 m).

Les résultats de cette étude renforcent les hypothèses avancées par Eriksson *et al.* (1980) selon lesquelles un grand nombre des changements survenus dans les ensembles de macroinvertébrés et qui coïncident avec l'acidification sont reliés aux changements des relations prédateurs-proies et ne sont pas les effets toxiques directs de l'abaissement du pH sur les macroinvertébrés mêmes. En général, les poissons choisissent les organismes alimentaires les plus gros et les plus visibles dans la colonne d'eau (Brooks, 1968; Werner et Hall, 1974; Zaret, 1980). Les poissons consomment souvent ainsi les plus gros organismes zooplanctoniques de type crustacé (Brooks et Dodson, 1965; Galbraith, 1967; Wells, 1970), ainsi qu'un grand nombre de gros insectes nectoniques actifs comme certains *Chaoborus* spp. (Pope *et al.*, 1973; Northcote *et al.*, 1978; von Ende, 1979; Mossberg et Nyberg, 1979), des corisidés et des notonectidés (Macan, 1965; Weir, 1972; Henrikson et Oscarson, 1978; Hurlbert et Mulla, 1981). Les poissons peuvent également avoir un effet considérable sur d'autres éléments de la communauté vivant dans les eaux douces (Thorp, 1986). Des rapports significatifs ont été établis entre le poisson et le phytoplancton (Hrbacek *et al.*, 1961; Lynch et Shapiro, 1981), le benthos (Hall *et al.*, 1970; Gilinsky, 1984; Post et Cucin, 1984), les macrophytes (Spencer et King, 1984) et l'utilisation de la sauvagine (Eriksson, 1979, 1985, 1986; Eadie et Keast, 1982). Dans les lacs sans poisson, les insectes prédateurs deviennent les prédateurs du haut de la chaîne dans la zone limnétique. Cet ensemble d'insectes est un ensemble naturel que l'on retrouve dans les petits lacs et étangs où l'isolement biogéographique, l'anoxie hivernale, la surexploitation des poissons ou l'acidité (organique) naturelle excluent les poissons. Étant donné qu'un nombre limité de taxons d'insectes aquatiques sont, comme le poisson, vulnérables à l'acide, des changements touchant l'abondance de certaines espèces ou la structure globale de la communauté doivent être étudiés en rapport avec les changements qui s'opèrent dans les populations de poissons. Lorsqu'il y a eu acidification, des changements structuraux semblables se produisent à divers pH selon la vulnérabilité des diverses espèces de poissons présentes. Dans la région de Wanapitei, les lacs acides contenant des

populations de Perchaudes tolérant l'acide (404W, 583W et 240W) ne comptaient pas des populations d'insectes nectoniques pourtant abondantes dans les lacs sans poisson ayant un pH semblable.

3.4. Caractéristiques des lacs et sélection de l'habitat de la sauvagine

Les données provenant de relevés aériens et terrestres ont été utilisées pour étudier chez la sauvagine les différences entre les adultes et les jeunes en ce qui a trait au taux de réussite de la reproduction et à l'utilisation de l'habitat. La fréquence de la présence de la sauvagine au cours de la période de construction des nids ainsi que les observations de nichées et des adultes au cours de la période d'élevage sont résumées au tableau 16. Le tableau 17 présente une comparaison des taux d'occupation des nichées et des couples nicheurs indiqués. L'estimation des couples nicheurs indiqués dans la région du lac Ranger provient du relevé fait en 1981 seulement, tandis que pour la région de Wanapitei, les estimations proviennent de relevés faits en 1983 (voir la section 1.2. dans *Résultats et analyse*, pour l'analyse de la comparabilité temporelle des résultats des couples nicheurs indiqués).

Sept espèces ont été fréquemment signalées au cours des relevés aériens et terrestres. Plus des deux tiers (67 %) des 95 lacs étudiés au cours de la période de construction des nids dans les deux régions à l'étude combinées contenaient au moins un couple nicheur indiqué (lac Ranger, 59 %; Wanapitei, 76 %) (tableau 16). Ces taux d'occupation étaient sensiblement plus élevés que ceux observés au cours des relevés aériens systématiques faits dans les blocs correspondants (Sault-Sainte-Marie, 34 %; New Liskeard, 45 %) (tableau 3). Cependant, un peu moins du tiers (31 %) des lacs étudiés comportait réellement des nichées (tableau 16). Le Huart à collier était l'espèce la plus fréquemment rencontrée au cours des périodes de construction du nid et d'élevage, suivi du Morillon à collier et du Garrot commun, le Bec-scie couronné et le Canard noir ainsi que le Grand Bec-scie étant vus régulièrement. Par contre, on voyait rarement le Canard malard.

Peu de différences significatives concernant les taux d'occupation étaient observées entre les deux régions à l'étude (tableau 16). En moyenne, un nombre légèrement supérieur de lacs dans la région de Wanapitei étaient occupés par la sauvagine comparativement à la région du lac Ranger au cours de la période de construction des nids ($\chi^2 = 3,18, p < 0,10$). Le contraire était observé au cours de la période d'élevage; il y avait un nombre légèrement inférieur de lacs contenant des nichées dans la région de Wanapitei par rapport à la région du lac Ranger ($\chi^2 = 3,67, p < 0,10$).

Un grand nombre de facteurs, dont les paramètres chimiques et physiques, font qu'un lac est approprié à la reproduction de la sauvagine. Les cotes produites par analyse factorielle ont été utilisées pour évaluer le rapport entre la sauvagine et les descripteurs environnementaux. Les différences entre la présence de couples nicheurs indiqués et les observations combinées d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage ainsi que les facteurs individuels sont présentées au tableau 18. Aucune séparation significative n'a été décelée entre aucun des groupes de sauvagine et le facteur 2, soit la force ionique.

Une comparaison des diverses évaluations des couples nicheurs indiqués n'a donné que peu de différences significatives. Au cours de la période de construction des nids, le Huart à collier avait des cotes sensiblement supérieures pour le facteur 4, morphométrie, et inférieures

Tableau 16
Différences au niveau du nombre et du pourcentage des lacs occupés par sept espèces de sauvagine et des groupes taxonomiques combinés dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei, exprimées sous forme de couples nicheurs indiqués, d'observations combinées d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage, et d'observations de nichées seules, vérifiées à l'aide du test du khi carré de l'indépendance ou du test de probabilité exacte de Fisher (** $p < 0,05$, * $p < 0,10$)

Espèces	Couples nicheurs indiqués				Adultes et nichées				Nichées seules			
	Lac Ranger (N = 49)		Wanapitei (N = 46)		Lac Ranger (N = 68)		Wanapitei (N = 54)		Lac Ranger (N = 68)		Wanapitei (N = 54)	
	N ^{br}	%	N ^{br}	%	N ^{br}	%	N ^{br}	%	N ^{br}	%	N ^{br}	%
1. Huart à collier	12	25	15	33	24	35	22	41	4	6	1	2
2. Grand Bec-scie	4	8	3	7	13	19	5	9	5	7	0	0*
3. Garrot commun	8	16	10	22	16	24	13	24	9	13	5	9
4. Bec-scie couronné	4	8	6	13	15	22	10	19	5	7	5	9
5. Morillon à collier	6	12	14	30**	20	29	10	19	10	15	3	6
6. Canard noir	8	16	8	17	6	9	4	7	1	2	3	6
7. Canard malard	4	8	3	7	3	4	0	0	1	2	0	0
Piscivores (1, 2)	14	29	16	35	33	48	23	43	9	13	1	2**
Insectivores (3, 4)	10	20	15	33	24	35	20	37	14	20	8	15
Omnivores (5, 6, 7)	14	29	20	44	22	32	12	22	11	16	5	9
Total des canards (2-7)	21	43	28	61*	45	66	28	52	24	35	11	20*
Total de la sauvagine (1-7)	29	59	35	76*	52	77	40	74	26	38	12	22*

Tableau 17
Nombre et pourcentage des lacs occupés par des couples nicheurs indiqués (CNI) et des nichées (NI) de sept espèces de sauvagine et les groupes taxonomiques combinés dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei, et rapports d'occupation nichées/couples nicheurs indiqués

Espèces	Lac Ranger (N = 49)				Wanapitei (N = 46)				Nichées/couples nicheurs (rapport NI/CNI)	
	CNI		NI		CNI		NI		Lac Ranger	Wanapitei
	N ^{br}	%	N ^{br}	%	N ^{br}	%	N ^{br}	%		
1. Huart à collier	12	24,5	4	8,2	15	32,6	1	2,2	0,33	0,07
2. Grand Bec-scie	4	8,2	3	6,1	3	6,5	0	-	0,74	0,00
3. Garrot commun	8	16,3	7	14,3	10	21,7	5	10,9	0,88	0,50
4. Bec-scie couronné	4	8,2	4	8,2	6	13,0	4	8,7	1,00	0,67
5. Morillon à collier	6	12,2	7	14,3	14	30,4	3	6,5	1,17	0,21
6. Canard noir	8	16,3	0	-	8	17,4	2	4,3	0,00	0,25
7. Canard malard	4	8,2	1	2,0	3	6,5	0	-	0,24	0,00
Piscivores (1, 2)	14	28,6	7	14,3	16	34,8	1	2,2	0,50	0,06
Insectivores (3, 4)	10	20,4	11	23,9	15	32,6	7	15,2	1,09	0,47
Omnivores (5, 6, 7)	14	28,6	8	17,4	20	43,5	4	8,7	0,57	0,20
Total des canards (2-7)	21	42,9	18	36,7	28	60,9	9	19,6	0,86	0,32
Total de la sauvagine (1-7)	29	59,2	20	40,8	35	76,1	10	21,7	0,69	0,29

pour le facteur 3, eutrophisation. La préférence démontrée par le Huart à collier pour les lacs plus grands et plus oligotrophes correspond aux résultats des vastes relevés aériens systématiques faits dans le nord-est de l'Ontario (fig. 8).

À l'exception du Grand Bec-scie, toutes les espèces avaient des charges positives moyennement élevées en ce qui a trait au facteur d'acidité au cours de la période de construction des nids (fig. 25). L'acidité marquée des lacs de la région de Wanapitei ainsi que les taux d'occupation globale plus élevés observés dans cette région (76 %) comparativement à la région du lac Ranger (59 %) expliquent en partie cette tendance. Les résultats suggèrent que la répartition des couples nicheurs indiqués au cours des relevés aériens du printemps correspondait de façon positive à l'acidité des lacs sur lesquels ces couples étaient observés. D'importantes associations entre la sauvagine et les descripteurs du milieu abiotique ont également été trouvées au cours de la période d'élevage. À l'exception des cotes du Garrot commun et du Grand Bec-scie, la cote moyenne pour les lacs occupés par les autres espèces au

cours de la période d'élevage se déplaçait vers la partie non acide du gradient (fig. 25), suggérant que les lacs occupés par les nichées ont tendance à être moins acides que ceux utilisés au cours de la période de construction des nids. Ces différences étaient plus prononcées dans le cas du Morillon à collier et du Bec-scie couronné : les cotes moyennes pour les lacs où seuls des couples nicheurs indiqués ont été aperçus indiquaient un milieu beaucoup plus acide que les lacs où les adultes et/ou des nichées ont été observés au cours de la période d'élevage (ANOVA : respectivement $F = 5,40$, $p < 0,05$ et $F = 6,22$, $p < 0,05$).

Les facteurs biotiques, particulièrement la présence de poissons, influent également sur la répartition et le taux de réussite de la reproduction des nichées et doivent être considérés dans toute analyse de sélection de l'habitat par la sauvagine. Les résultats des relevés de nichées ont souligné l'importance dans les lacs d'amont du poisson qui est consommé par certaines espèces de sauvagine (fig. 26), comme le suggéraient les données du relevé de 1981 (voir l'annexe 3). D'après le pourcentage des lacs avec ou sans poisson occupés par des adultes et/ou des nichées, les

Tableau 18

Différences entre le nombre moyen d'observations de couples nicheurs indiqués (i) au cours de la période de construction des nids et (ii) observations combinées d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage, et cotes de chaque facteur pour sept espèces de sauvagine et les groupes taxonomiques combinés dans les deux régions à l'étude, vérifiées selon les méthodes dérivées du test t de Student (**** $p < 0,001$, *** $p < 0,01$, ** $p < 0,05$, * $p < 0,10$)

Espèces	Facteur 1 "acidité"		Facteur 2 "force ionique"		Facteur 3 "eutrophisation"		Facteur 4 "morphométrie"	
	N ^{br}	%	N ^{br}	%	N ^{br}	%	N ^{br}	%
(i) Période de construction des nids (N = 94)								
1. Huart à collier	27	+0,148	-0,126	-0,466***	+0,622****			
2. Grand Bec-scie	7	-0,186	-0,388		+0,342			
3. Garrot commun	18	+0,392	-0,168	-0,110	-0,236			
4. Bec-scie couronné	10	+0,467	-0,181	+0,159	+0,107			
5. Morillon à collier	20	+0,641	-0,376	+0,162	-0,086			
6. Canard noir	16	+0,165	-0,115	+0,239	+0,159			
7. Canard malard	7	+0,034	-0,057	+0,442	+0,105			
Piscivores (1, 2)	30	+0,158	-0,132	-0,423***	+0,519***			
Insectivores (3, 4)	25	+0,415	-0,163	-0,057	-0,170			
Omnivores (5, 6, 7)	34	+0,384*	-0,199	+0,149	+0,021			
(ii) Période d'élevage (N = 122)								
1. Huart à collier	46	-0,089	+0,044	-0,418****	+0,448****			
2. Grand Bec-scie	18	-0,159	+0,256	+0,014	+0,722****			
3. Garrot commun	29	+0,285*	+0,086	+0,292**	-0,252*			
4. Bec-scie couronné	25	-0,257	-0,069	-0,002	-0,166			
5. Morillon à collier	30	-0,119	+0,154	+0,423****	+0,052			
6. Canard noir	10	-0,129	+0,226	+0,633****	+0,216			
7. Canard malard	3 [†]							
Piscivores (1, 2)	56	-0,173*	+0,103	-0,263***	+0,483****			
Insectivores (3, 4)	44	+0,066	+0,041	+0,059	-0,213**			
Omnivores (5, 6, 7)	34	-0,081	+0,011	+0,453****	+0,061			

[†] Grandeur insuffisante de l'échantillon.

espèces piscivores dont le Grand Bec-scie et, en particulier, le Huart à collier, préféraient les lacs avec poissons. Par contre, le Garrot commun et le Bec-scie couronné montraient une préférence marquée pour les lacs sans poisson tandis que des oiseaux moins spécialisés dont le Morillon à collier et le Canard noir indiquaient peu de préférences pour l'une ou l'autre des conditions.

Les profils d'association des espèces de sauvagine basés sur les observations d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage et les principaux types d'ensembles de poissons (cyprinidés, non-cyprinidés et lacs sans poisson) sont indiqués à la figure 27 où la cote moyenne de chaque groupe biologique est donnée pour les trois principaux facteurs environnementaux. Un processus de sélection des variables a été adopté pour interpréter l'importance des associations d'habitats et de biotes décrites (B. Collins, comm. pers.), où la probabilité (p_i) qu'il y ait un oiseau présent dans le lac i ($i = 1 \dots N$) était considérée comme une fonction linéaire des variables indépendantes (cotes factorielles et présence des poissons). La répartition de la variable y_i , qui est de 1 lorsqu'un oiseau est présent dans le lac i et de 0 dans le cas contraire, donne l'équation de vraisemblance suivante pour toutes les valeurs N :

$$L = \sum_{i=1}^N p_i^{y_i} (1-p_i)^{(1-y_i)} \quad [4]$$

p_i peut être modélisé comme une fonction linéaire :

$$p_i = b_0 + b_1 x_i \quad [5]$$

où b_0 et b_1 sont choisis pour maximiser la fonction de vraisemblance (L). L'importance de chaque variable peut être évaluée à l'aide du rapport de vraisemblance ou du test G (Sokal et Rohlf, 1981). L'analyse a été effectuée étape par étape, indépendamment pour chaque espèce de sauvagine; l'équation [4] a été ajustée cinq fois avec l'ensemble x_i à l'une des quatre cotes factorielles ou à la variable présence de poisson. Si le test G indiquait une amélioration sensible

de l'ajustement du modèle, la variable qui entraîne la meilleure amélioration était choisie et la courbe d'ajustement était calculée. Sinon, le processus de sélection de la variable cessait. À l'étape suivante, le modèle suivant était ajusté :

$$p_i = b_0 + b_1 * x_i + b_2 * y_i \quad [6]$$

où x_i dénote la variable choisie dans l'équation [4] et y_i , l'une des autres variables. Ce modèle était ajusté pour chacune des quatre variables non choisies dans la première étape. Cependant, lorsque la présence de poisson constituait l'une des variables de l'équation [5], alors un terme d'interaction qui indique si l'effet de la variable factorielle est le même pour les lacs avec ou sans poisson était inclus dans le modèle :

$$p_i = b_0 + b_1 * x_i + b_2 * y_i + b_3 * x_i * y_i \quad [7]$$

Lorsque le test G indiquait que l'équation de vraisemblance augmentait sensiblement avec l'inclusion d'une seconde variable, un modèle comportant trois termes était alors ajusté. La sélection par étapes continuait jusqu'à ce qu'il n'y ait plus d'autres augmentations significatives dans l'équation de vraisemblance.

Les résultats de cette analyse par étapes sont résumés au tableau 19, chaque espèce étant représentée par le modèle linéaire offrant le meilleur ajustement. La présence de petits poissons non gibier n'était pas en soi le facteur important influant sur la répartition des espèces piscivores, le Huart à collier ou le Grand Bec-scie, dans les lacs étudiés. La présence de poissons étant l'une des trois variables choisies à l'étape 1 de l'analyse du Garrot commun, on a trouvé qu'il y avait une interaction sensible de cette variable ($p < 0,05$) avec le facteur 3 de la deuxième étape. Le Huart à collier et le Grand Bec-scie se trouvaient tous deux le plus fréquemment sur des lacs ayant des cotes élevées pour le facteur 4, ce qui suggère qu'ils préféraient les grands lacs au rivage irrégulier et ayant souvent un grand bassin de drainage. De plus, la présence de Huarts à collier

Figure 25
Comparaisons entre les cotes moyennes des trois facteurs environnementaux pour les observations de couples nicheurs indiqués et d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage pour six espèces de sauvagine dans les deux régions à l'étude combinées. La direction générale du changement entre les saturations factorielles moyennes pour les couples nicheurs indiqués (relevés de mai) et les observations d'adultes et/ou de nichées (relevés juin-juillet) est indiquée par une flèche

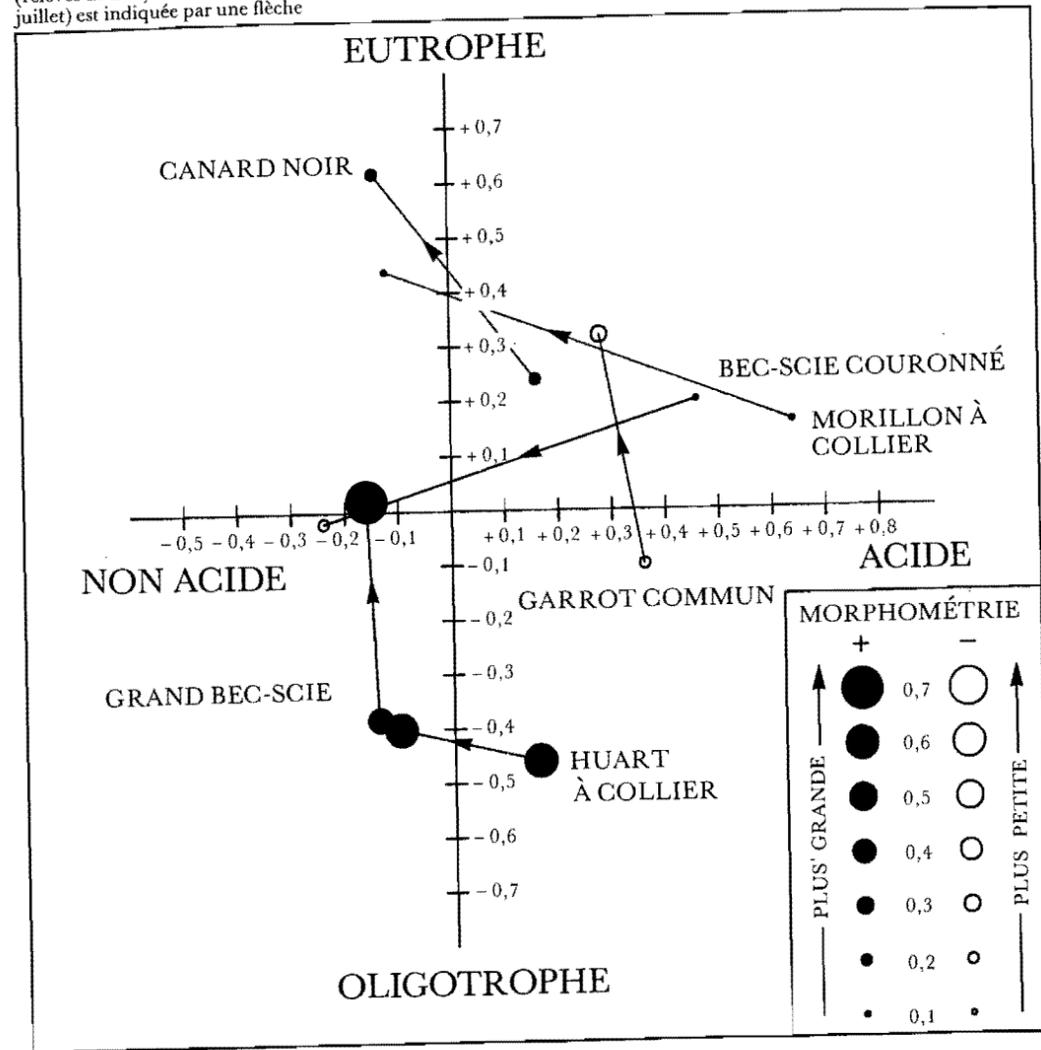
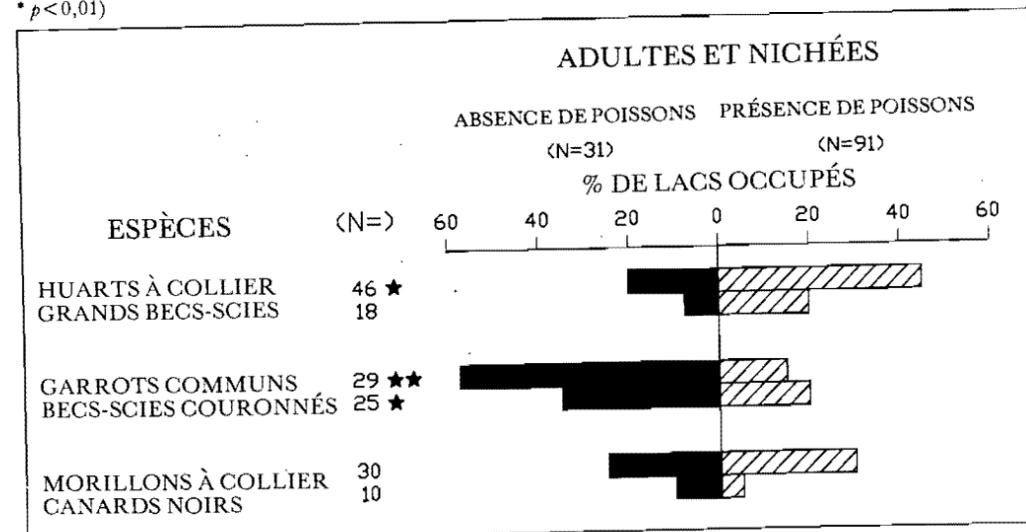


Figure 26
Comparaisons entre les observations d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage dans les deux régions à l'étude combinées, par rapport à la présence de poissons (test de probabilité exacte de Fisher, ** $p < 0,001$, * $p < 0,01$)

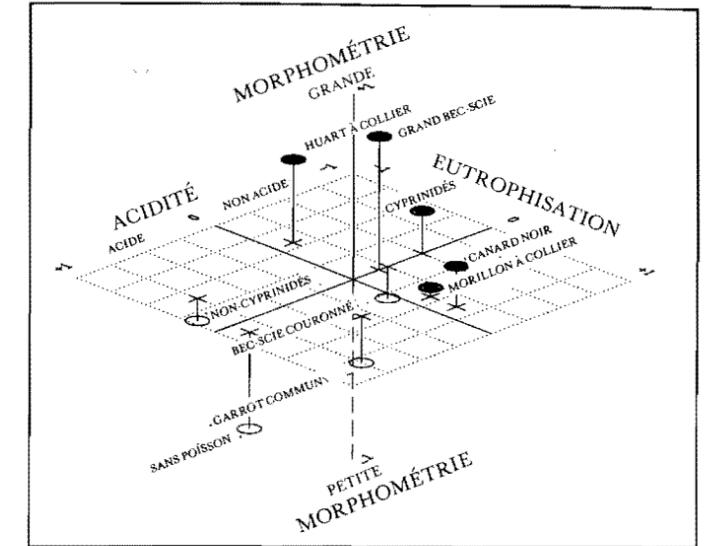


a été corrélée négativement avec le facteur 3, soit l'eutrophisation, ce qui suggère une préférence pour les lacs profonds, plus dilués, souvent caractérisés par de faibles teneurs en éléments nutritifs et en carbone organique. Le Morillon à collier et le Canard noir n'étaient pas non plus touchés par la présence de poissons, ces deux espèces préférant les zones humides peu profondes, riches en éléments nutritifs et souvent dominées par une végétation riparienne et émergente.

La présence de poisson réduisait la probabilité de lacs convenant au Garrot commun ou au Bec-scie couronné (fig. 26), ce qui suggère que le poisson peut faire compétition aux canards pour les insectes qui leur servent de proies. La présence du Garrot commun présente également une corrélation positive avec le facteur 3, l'eutrophisation. D'une façon semblable, la présence de Becs-scies couronnés présentait une corrélation négative avec le facteur 1, l'acidité, au cours de la seconde étape de l'analyse. Cela suppose qu'en plus de préférer des lacs sans poisson, cette espèce avait également tendance à éviter les conditions acides et à favoriser les lacs non acides naturellement sans poisson (toujours des lacs d'amont) qui constituaient un faible pourcentage (< 15 %) de tout l'habitat étudié.

En dépit des différences marquées dans les conditions chimiques et les structures trophiques des deux régions à l'étude, aucune différence significative n'a été décelée entre les deux régions en ce qui a trait à la distribution des oiseaux aquatiques nicheurs observés au cours des relevés de couples nicheurs indiqués. Cependant, la comparaison du pourcentage de lacs occupés par des nichées et du pourcentage de lacs occupés par des couples nicheurs indiqués suggère certaines différences entre les taux de réussite de la reproduction entre les deux régions à l'étude (tableau 17). Dans la région du lac Ranger, il y avait

Figure 27
Profils d'association dans les deux régions à l'étude combinées entre les cotes moyennes des trois facteurs environnementaux pour les observations d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage et les principaux types d'ensembles de poissons



une très bonne corrélation entre les taux d'occupation des nichées et ceux des couples nicheurs indiqués chez le Grand Bec-scie, le Garrot commun, le Bec-scie couronné et le Morillon à collier, le rapport nichées/couples nicheurs indiqués (NI : CN) variant de 0,74 à 1,17. Ce rapport était considérablement plus faible dans le cas du Huart à collier (0,33), du Canard noir (0) et du Canard malard (0,24). En général, le rapport entre les taux d'occupation des nichées et ceux des couples nicheurs indiqués était de 0,50 chez les piscivores (Huart à collier et Grand Bec-scie), de 0,57 chez

Tableau 19
Rapports entre la répartition des diverses espèces de sauvagine, facteurs environnementaux et présence de poissons dans les deux régions à l'étude combinées, étudiés à l'aide d'un processus de sélection à variables échelonnées*

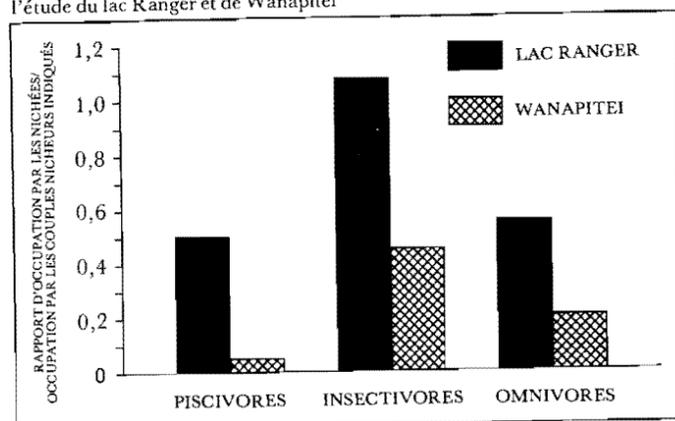
(i) Espèces	Équation ($p < 0,05$)					
Huart à collier	$p_i = 0,386 - 0,106 \text{ Facteur } 3 + 0,067 \text{ Facteur } 4$ ($\pm 0,051$) ($\pm 0,037$) ($\pm 0,060$)					
Grand Bec-scie	$p_i = 0,115 + 0,034 \text{ Facteur } 4$ ($\pm 0,025$) ($\pm 0,016$)					
Garrot commun	$p_i = 0,563 + 0,050 \text{ Facteur } 3$ ($\pm 0,105$) ($\pm 0,012$)	en l'absence de poisson				
	$p_i = 0,125 + 0,050 \text{ Facteur } 3$ ($\pm 0,039$) ($\pm 0,012$)	en présence de poissons				
Bec-scie couronné	$p_i = 0,386 - 0,078 \text{ Facteur } 1$ ($\pm 0,036$) ($\pm 0,030$)	en l'absence de poisson				
	$p_i = 0,130 - 0,078 \text{ Facteur } 1$ ($\pm 0,036$) ($\pm 0,030$)	en présence de poissons				
Morillon à collier	$p_i = 0,250 - 0,100 \text{ Facteur } 3$ ($\pm 0,047$) ($\pm 0,014$)					
Canard noir	$p_i = 0,090 - 0,036 \text{ Facteur } 3$ ($\pm 0,023$) ($\pm 6,0 \text{ E-8}$)					
(ii) Espèces	N	Facteur 1 "acidité"	Facteur 2 "force ionique"	Facteur 2 "eutrophisation"	Facteur 4 "morphométric"	Poissons présents
Huart à collier	46			-(1)†	+(2)	
Grand Bec-scie	16				+(1)	
Garrot commun	29			+(2)		-(1)
Bec-scie couronné	25	-(2)				-(1)
Morillon à collier	30			+(1)		
Canard noir	10			+(1)		

* Les données sur la sauvagine sont exprimées sous forme d'observations combinées d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage. Les équations qui correspondent le mieux au modèle linéaire testé pour chaque espèce sont présentées dans la partie (i). Les chiffres sous les paramètres sont les évaluations des écarts-types des paramètres. Les rapports significatifs sont illustrés schématiquement dans la partie (ii).

† Les valeurs entre parenthèses indiquent l'ordre d'intégration au modèle.

les omnivores (Morillon à collier, Canard noir et Canard malard) et de 1,09 chez les insectivores (Garrot commun et Bec-scie couronné) (fig. 28). Dans la région de Wanapitei, ce rapport était généralement plus faible chez toutes les espèces, à l'exception du Canard noir (tableau 17). Les rapports des omnivores (0,20) et des insectivores (0,47) étaient considérablement plus faibles dans la région de Wanapitei que dans la région du lac Ranger, bien que la différence la plus marquée du taux de réussite se trouve chez les piscivores (0,06).

Figure 28
Rapports d'occupation des nichées/couples nicheurs indiqués pour trois principaux groupes de sauvagine (piscivores-Huart à collier + Grand Bec-scie; insectivores-Garrot commun + Bec-scie couronné; et omnivores-Morillon à collier + Canard noir + Canard malard) dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei



Conclusions

1. Populations de sauvagine dans le nord-est de l'Ontario

La perte et la détérioration de l'habitat constituent les principaux problèmes de gestion de la sauvagine auxquels sont confrontés les organismes de gestion en Amérique du Nord (Plan nord-américain de gestion de la sauvagine, 1986). Bien qu'elles comportent des densités de canards reproducteurs moins élevées que celles des provinces des Prairies (Wellein et Lumsden, 1964), les zones humides de la forêt boréale ont pris de plus en plus d'importance pour les populations continentales de sauvagine, particulièrement lors des sécheresses et depuis que les zones humides des prairies ont été détruites par le drainage agricole (Gilmer *et al.*, 1975). Cependant, ces habitats anciennement sûrs de la sauvagine dans les vastes forêts boréales de l'Est canadien sont maintenant touchés par les aménagements hydro-électriques et de loisir, les pratiques forestières, la pollution par les effluents industriels et la pollution atmosphérique. Dans l'est de l'Amérique du Nord, la diminution sensible du nombre de Canards noirs et la baisse soupçonnée des populations de Garrots communs et de Sarcelles à ailes vertes peuvent être reliées à la détérioration de l'habitat boréal (Plan nord-américain de gestion de la sauvagine, 1986). Sur le Bouclier précambrien au nord-est et au centre-sud de l'Ontario, l'important apport de polluants atmosphériques sur un terrain sensible peut menacer la qualité des systèmes aquatiques pour la reproduction de la sauvagine.

Avant le présent travail, seul un relevé de reconnaissance (Dennis, 1974b) avait étudié les répartitions de reproduction de la sauvagine dans le nord-est de l'Ontario. Il n'y a donc pas de données historiques sur les populations de sauvagine dans les régions agressées par la pollution acide. Les relevés faits dans la région depuis 1980 n'ont indiqué aucune tendance significative dans le niveau de population, sauf pour le Canard huppé qui connaît une croissance constante. Cependant, ces relevés à court terme ne peuvent possiblement pas établir de rapports entre l'acidification des lacs et la réaction des populations de sauvagine. Les relevés des couples reproducteurs ont indiqué que seul un pourcentage (< 45 %) de l'habitat aquatique, pouvant servir à la nidification de la sauvagine dans cette région, est utilisé. Plusieurs facteurs, dont la surexploitation du gibier et la détérioration de l'habitat, sont probablement responsables de cette situation; on ne peut absolument pas attribuer à un seul facteur les densités relativement faibles de population (environ une paire au kilomètre carré) observées dans tout le nord-est de l'Ontario. Cependant, la population totale de sauvagine

(y compris le Huart à collier) se reproduisant dans ces régions très vulnérables à l'acide est considérable (environ 105 000 paires sur 97 500 km²). Les tendances temporelles des polluants atmosphériques et des populations de sauvagine mises à part, un segment considérable des ressources de sauvagine de l'Ontario est menacé par l'influence continue des précipitations acides sur les systèmes aquatiques.

Un total de onze espèces se reproduisent généralement dans cette région. Plusieurs espèces de canards de surface (la Sarcelle à ailes bleues, la Sarcelle à ailes vertes et le Canard malard) et le Canard huppé se trouvaient généralement dans les blocs de Killarney et de Nipissing où les influences agricoles combinées à un habitat principalement marécageux fournissent une variété de types de zones humides bien tamponnées comme on en retrouve beaucoup dans le sud de l'Ontario. Cependant, les espèces de sauvagine qui sont menacées par l'acidification sont celles qui dépendent d'habitats aquatiques provenant des processus glaciaires et caractérisés par de faibles capacités de neutralisation. L'intergradation entre la Région forestière des Grands Lacs et du Saint-Laurent et la Région forestière boréale, ainsi que l'influence accrue de l'utilisation des terres agricoles le long du chenal nord et du lac Nipissing, constituent une séparation naturelle dans la répartition de la sauvagine type des lacs boréaux des espèces plus méridionales comme le Canard malard et le Canard huppé. Les espèces boréales, notamment le Garrot commun, le Bec-scie couronné, le Morillon à collier et le Canard noir, se retrouvaient régulièrement ensemble sur des parcelles dans la majeure partie du nord-est de l'Ontario. Ces espèces utilisent de petits lacs et des zones humides d'amont au cours de la période de nidification tandis que les espèces piscivores comme le Huart à collier et le Grand Bec-scie se retrouvaient ensemble sur des parcelles contenant un habitat formé de lacs et de cours d'eau plus grands. Ces profils d'utilisation de l'habitat sont différents de ceux signalés par Hunter *et al.* (1986) et Longcore et Stromborg (inédit) dans l'est du Maine où des marais et autres systèmes eutrophes sont plus importants pour l'habitat de la sauvagine que les lacs d'amont oligotrophes. Malgré leurs densités de reproduction enregistrées relativement faibles, les petites zones humides oligotrophes étaient extrêmement importantes comme habitats de nidification et d'élevage de la sauvagine dans notre étude. Il ne fait aucun doute d'après notre travail que la conclusion de Hunter *et al.* (1986) selon laquelle "relativement peu d'espèces de sauvagine du nord-est de l'Amérique du Nord vivent dans les types d'écosystèmes aquatiques les plus sensibles à l'acidification" n'est pas

valable dans la situation actuelle pour la majeure partie du centre et du nord de l'Ontario. Les études de la sauvagine et de la chaîne alimentaire ont été concentrées sur ces habitats et ces espèces étant donné qu'un pourcentage considérable des espèces de sauvagine qui se reproduisent dans le nord-est de l'Ontario sont associées aux habitats aquatiques sensibles aux effets de l'acidification (c.-à-d. les petits lacs d'amont) (Haines, 1981; Kelso et Minns, 1982).

2. Profils de l'acidification des lacs

Patterson (1976) et Murphy *et al.* (1984) ont étudié l'importance des facteurs environnementaux en ce qui a trait à la régulation des populations de canards et ont reconnu l'importance des considérations limnologiques dans l'évaluation de l'habitat. Le taux de réussite de la reproduction de la sauvagine est influencé par l'hétérogénéité naturelle du milieu aquatique ainsi que par les nombreux facteurs physiques et chimiques conjugués qui influent sur la productivité et la structure trophique des systèmes aquatiques.

La majeure partie de la variabilité chimique et physique que l'on retrouve dans les petits lacs d'amont dans la présente étude pourrait être expliquée par les quatre éléments principaux suivants : l'acidité, la force ionique, l'eutrophisation et la morphométrie des lacs. Bien que les effets associés aux apports de contaminants atmosphériques soient très répandus en Amérique du Nord et reflètent le transport à grande distance des polluants atmosphériques, le problème de l'acidification des eaux de surface au Canada demeure des plus marqués dans les régions voisines des sources ponctuelles d'émission de grandes quantités d'oxydes de soufre et d'azote. On a signalé au nord-est de Sudbury en Ontario que "l'étendue de l'acidification est aussi importante, sinon plus, que partout ailleurs où elle a été signalée" (Beamish *et al.*, 1976), et celle-ci peut être attribuée surtout aux complexes métallurgiques de l'endroit. L'importance des facteurs de l'acidité et de la force ionique pour expliquer la variation de la composition chimique des lacs à l'étude dans la région de Wanapitei indique l'impact du dépôt des substances acides et les influences possiblement modératrices de la roche en place et de la lithologie superficielle. Dans une classification et une description à plusieurs variables de 187 lacs influencés par les précipitations acides dans le nord-est de l'Ontario (dans un rayon de 200 km de Sudbury), Pitblado *et al.* (1980) ont également démontré l'importance des contaminants atmosphériques provenant du complexe sidérurgique de Sudbury et les influences modératrices possibles d'espèces tampons dérivées de la lithologie. Les composantes principales de leur analyse étaient très semblables à celles produites par la présente étude. Les variables directement reliées à l'activité sidérurgique, particulièrement les concentrations élevées de sulfate dans les lacs dues au dépôt direct de SO₂ et à la fumigation de soufre, étaient inversement proportionnelles à la distance de Sudbury. Le profil observé était axé dans une direction sud-ouest-nord-est en raison des vents dominants de la région. Les lacs au nord et au nord-est du Lac Wanapitei ont une vaste gamme de conditions chimiques malgré la proximité de Sudbury. En moyenne, le rapport Alcalinité/SO₄²⁻ était beaucoup moins élevé dans les lacs étudiés dans la région de Wanapitei que dans ceux de la région du lac Ranger. Il en résulte une acidité accrue et des teneurs métalliques élevées observées dans des lacs situés sur une roche en place vulnérable dans la région de Wanapitei. Cependant, il existe peu d'éléments tendant

à attester la présence de très fortes teneurs en certains métaux (Cu, Ni et Zn) dont les concentrations seraient reliées aux effets de dépôts locaux, comme on l'a observé dans certains lacs échantillonnés dans le voisinage immédiat de Sudbury (Yan et Miller, 1984). Les lacs qui se trouvent sur une roche en place résistante dans la région de Wanapitei sont bien tamponnés, généralement riches en éléments nutritifs et se comparent avantageusement à bien des sites productifs (principalement les lacs VIXEN) étudiés dans la région du lac Ranger. L'état différent des lacs quant aux éléments nutritifs, et particulièrement en ce qui a trait aux teneurs en phosphore, peut correspondre à la variation des charges naturelles en éléments nutritifs influencées par des facteurs morphométriques (c.-à-d. un important bassin hydrographique par rapport aux dimensions du lac) et lithologiques. Malgré l'importance des anions organiques dans l'acidité naturelle de certains réseaux de tourbières dans l'est de l'Amérique du Nord (Gorham *et al.*, 1984; Kerekes *et al.*, 1984), nous n'avons relevé aucun apport de ce genre dans notre étude.

Malgré les faibles apports globaux d'acide dans la région du lac Ranger, l'acidification des eaux de surface menace bien des lacs dont la capacité tampon est faible, voire épuisée, de cette région. La similitude entre la composition chimique de certains lacs de la région du lac Ranger (GONG) et celle d'un grand nombre de lacs de la région de Wanapitei (WHS) suggère que ces réseaux aquatiques sont vulnérables et peuvent souffrir à long terme ou selon les saisons d'un important stress reflété dans le rapport pH/métaux, à la suite des apports acides provoqués par la fonte des neiges au printemps.

3. Test d'hypothèse

La capacité d'un habitat à accommoder la sauvagine reproductrice constitue une fonction complexe de divers paramètres écologiques, notamment les caractéristiques de l'aire de nidification, les abris contre les prédateurs pour les nichées et les exigences alimentaires des canetons. Les ressources alimentaires constituent fréquemment un facteur limitatif pour les canetons et les couveuses au cours de la saison de la reproduction étant donné que les canards sont les prédateurs du sommet de la pyramide alimentaire aquatique (Swanson et Meyer, 1973; Reinecke et Owen, 1980). Nous avons étudié l'hypothèse selon laquelle les effets néfastes des précipitations acides sur la sauvagine se traduiraient par des changements au niveau de l'abondance et de la disponibilité des espèces proies.

Dans le nord-est de l'Ontario, la disponibilité des ressources alimentaires pour de nombreuses espèces de sauvagine a été influencée par l'acidification des lacs. Ces changements produits par les précipitations acides sont principalement dus à l'épuisement graduel des ressources de poisson, l'un des premiers groupes à être touchés par l'acidification des lacs (Schofield, 1976). Dans la région agressive par la pollution acide, les populations de petits poissons non gibier comptaient moins d'individus et moins d'espèces que dans la région du lac Ranger. La plupart des espèces de cyprinidés étaient absentes lorsque le pH de l'eau était moyennement élevé (5,5). Au-dessous de cette valeur, plusieurs espèces de non-cyprinidés étaient présentes, particulièrement la Perchaude qui a été signalée dans la région de Wanapitei seulement. Bien que la richesse des espèces de poissons soit principalement fonction de l'acidité des lacs, les paramètres chimiques et physiques contribuent au gradient des communautés de poissons observées (Bendell et McNicol, 1987b). La mor-

phométrie lacustre et du bassin hydrographique influent également sur la composition des espèces de poissons. Nous avons conclu que la distinction établie entre les lacs (avec ou sans cyprinidés) dans la région du lac Ranger correspondait à la disponibilité accrue d'habitats de cours d'eau dans les lacs d'aval de sorte que les espèces de cyprinidés ont été ajoutées à l'ensemble des espèces des étangs d'amont lorsque la superficie du bassin hydrographique augmentait.

Les effets néfastes de l'acidification des lacs sur les espèces de petits poissons non gibier semblent avoir influé sur les capacités de reproduction des espèces d'oiseaux aquatiques piscivores dans la région de Wanapitei. Le Huart à collier et le Grand Bec-scie préfèrent tous deux les grands lacs oligotrophes bien drainés et qui comportent des populations de cyprinidés (Bendell et McNicol, 1987b) et de Touladis (*Salvelinus fontinalis*), en Ontario (Kelso et Minns, 1982). Une relation semblable a été établie au Québec (DesGranges et Darveau, 1985). Dans la présente étude, ces deux espèces piscivores étaient abondantes tant dans les régions agressées par la pollution acide que dans les régions non agressées au cours de la période de construction des nids; elles occupaient presque un lac sur trois de tous les lacs qui ont fait l'objet d'un relevé. Cependant, un nombre beaucoup moindre de lacs accommodaient des nichées dans la région de Wanapitei que dans la région du lac Ranger. Bien que la prédation régisse le taux de mortalité générale de la sauvagine dans une région donnée, le pourcentage relativement faible de nichées d'espèces piscivores observé dans la région de Wanapitei suggère qu'un autre facteur, comme l'épuisement des ressources alimentaires, est également responsable de la perte des oeufs au nid ou de la mortalité des nichées.

Des données provenant de l'Ontario (Alvo, 1985) et de la Scandinavie (Almer *et al.*, 1978) indiquent que des pertes de populations de poissons dans les lacs acides peuvent être responsables de la baisse observée chez les populations de huarts en Ontario et de huarts et de becs-scies en Suède. Alvo (1985) a signalé l'existence d'une corrélation négative entre la productivité des huarts dans les lacs d'une superficie inférieure à 100 ha dans un rayon de 100 km de Sudbury et l'acidité de l'eau du lac.

Nos résultats appuient les conclusions d'Eriksson *et al.* (1980) selon lesquelles un grand nombre de changements biologiques affectant les ensembles de macroinvertébrés et qui coïncident avec l'acidification sont reliés à des changements des rapports prédateurs-proies. Le déplacement vers un système trophique dominé par les invertébrés à la suite de la disparition des poissons dans les lacs acides dans la région de Wanapitei a été caractérisé par une présence et une abondance accrues de macroorganismes nageurs comme les notonectidés, les corisidés, *Graphoderus liberus* et *Chaoborus americanus*. Le même ensemble a été observé dans les lacs non acides de la région du lac Ranger où l'absence de poisson est vraisemblablement due à l'isolement biogéographique ou à l'anoxie hivernale.

Les invertébrés consommés par la sauvagine sont également souvent exploités par le poisson, dont certaines espèces concurrencent de façon très efficace la sauvagine (Andersson, 1981). L'augmentation de l'abondance des gros insectes prédateurs à la suite de la baisse des stocks de poissons dans les lacs acides augmente la disponibilité des ressources alimentaires pour les espèces dont les jeunes nécessitent pour leur croissance de grandes quantités d'aliments à base d'insectes riches en protéines. Eriksson (1979) et Eadie et Keast (1982) soutiennent tous deux que la compétition entre le poisson et le Garrot commun a eu

des répercussions sur le choix des terrains d'alimentation et des lieux d'élevage de cette espèce. Après avoir retiré certains poissons à des fins expérimentales, Eriksson (1976) a trouvé que les jeunes Garrots communs se nourrissent en grande partie d'insectes aquatiques nageurs comme les notonectidés, les corisidés et les dytiscidés de préférence à des proies benthiques. Dans la présente étude, l'absence de poisson constituait le facteur unique le plus important en ce qui a trait à la convenance d'un lac pour le Garrot commun au cours de la période d'élevage; ce facteur était également important pour le Bec-scie couronné. L'acidité et la présence de poissons n'avaient aucun effet sur le choix des lacs par le Morillon à collier et le Canard noir. Les nichées de ces deux espèces occupaient plutôt des zones humides peu profondes, riches en éléments nutritifs et ayant une communauté riveraine bien développée, comme on l'a observé dans le sud du Québec (DesGranges et Darveau, 1985).

Les jeunes de plusieurs espèces de canards de surface et de canards plongeurs se nourrissent en grande partie de proies invertébrées (Bartonek, 1972; Swanson *et al.*, 1979; Reinecke et Owen, 1980). Dans la présente étude, l'alimentation précôtère des jeunes canards de surface comme le Canard noir et le Canard malard se nourrissant d'insectes aquatiques était en grande partie non touchée par la prédation des poissons, probablement à cause de l'abri que constitue la zone littorale de structure complexe des lacs eutrophes. Par contre, les grosses proies mobiles qui s'aventurent dans les parties pélagiques peuvent être exploitées, à la suite de la disparition des poissons prédateurs, par les plongeurs comme le Garrot commun et le Bec-scie couronné dès leur plus jeune âge. En raison de la morphologie particulière de leur bec ou de certains retards subis dans le développement des capacités de plongeon, les jeunes d'autres espèces de canards plongeurs comme le Morillon à collier peuvent ne pas pouvoir exploiter les stocks accrus de proies nectoniques dans les lacs sans poisson avant d'avoir atteint un stade de développement ultérieur. Les jeunes Morillons à collier couverts de duvet dépendent plus que les Garrots communs de l'alimentation en surface dans la végétation précôtère (McNicol, inédit).

En résumé, les comparaisons de la production de nichées de la sauvagine entre deux régions qui reçoivent des charges acides différentes ont indiqué qu'un nombre moindre de nichées sont produites dans la région où les dépôts acides sont supérieurs par rapport au nombre de couples nicheurs au printemps. Le pire cas que l'on ait trouvé mettait en cause des espèces piscivores (le Huart à collier et le Grand Bec-scie) dans la région de Wanapitei où cinq à huit fois moins de jeunes étaient produits. Ces espèces piscivores sont donc immédiatement menacées par les effets de l'acidification sur le poisson dans la majeure partie du nord-est de l'Ontario. Des diminutions semblables mais moins importantes au niveau de la production des nichées touchaient d'autres espèces de sauvagine dans cette région. Les insectivores (le Garrot commun et le Bec-scie couronné) peuvent profiter de certains avantages à court terme dus à une compétition réduite des poissons en ce qui

a trait à leur proie commune, les insectes nectoniques. Les omnivores ne tirent aucun avantage immédiat de la disparition du poisson. Même si la plupart des espèces de sauvagine choisissent des zones humides plus productives et mieux tamponnées pour élever leurs jeunes, de petits lacs d'amont constituent une grande partie des territoires de nidification occupés par les couples reproducteurs dans certaines régions et pour certaines espèces. Nos résultats indiquent que le succès de ces oiseaux peut être moindre dans les régions recevant des dépôts acides de l'ordre de 20-30 kg de $\text{SO}_4^{2-} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$. Il faudra recueillir de plus amples informations afin d'établir si l'acidité limite l'abondance du poisson et des proies invertébrées au détriment de toutes les espèces de sauvagine.

Annexes

Annexe 1

Vulnérabilité de la roche en place et des sols dérivés aux précipitations acides dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei

Région	Cote de vulnérabilité de la roche en place	Ensemble de roches en place	Lithologie de la roche en place	Géologie superficielle
Lac Ranger	Vulnérabilité élevée : capacité tampon faible à insignifiante, principalement par échange cationique à l'intérieur de la couche d'argile et de matériaux détritiques de la taille des particules de limon	Roches intrusives et métamorphiques felsiques. Roches intrusives granitoïdes et équivalents volcaniques	Roches granitiques et gneissiques d'origine plutonique	GONG : Moraine de fond; till limoneux à sableux VIXEN : a) Moraine frontale; sable, gravier, galets b) Formation lacustre; argile à varves ou argile massive, limon, sable fin, sable c) Dépôt de délavage; sable, sable fin, gravier
Wanapitei				
Faible vulnérabilité (WLS)	Vulnérabilité faible à intermédiaire : capacité tampon faible à élevée principalement due à l'anion carbonate et à l'échange cationique dans l'argile et les matériaux détritiques de la taille du limon	Groupe du lac Quirke — roches sédimentaires siliceuses riches en carbonate	Roches sédimentaires clastiques calcaires de granulométrie fine à grossière	Moraine frontale; sable, gravier, galets
Vulnérabilité moyenne (WMS)	Vulnérabilité moyenne à élevée : capacité tampon faible à élevée, principalement due à l'échange cationique dans l'argile et les matériaux détritiques de la taille des particules de limon	Groupe cobalt — Roches sédimentaires siliceuses non calcaires. Roches mafiques à métavolcaniques intermédiaires — roches basaltiques et sédimentaires associées, et roches volcaniques	Roches sédimentaires non métamorphisées à faible teneur. Roches mafiques et métavolcaniques felsiques et roches métasédimentaires associées, non différenciées	Moraine de fond; till limoneux à sableux
Vulnérabilité élevée (WHS)	Vulnérabilité élevée : capacité tampon faible à insignifiante, principalement due à l'échange cationique à l'intérieur de la couche d'argile et de matériaux détritiques de la taille des particules de limon	Groupe cobalt — Grès quartzeux. Roches felsiques intrusives et métamorphiques — roches intrusives granitoïdes et équivalents volcaniques	Grès quartzeux, orthoquartzite. Roches granitiques et gneissiques d'origine plutonique	

Annexe 2

Résumé des dénombrements et des mesures des lacs par unité de bassin hydrographique et catégorie de superficie des principaux bassins hydrographiques utilisés dans le cadre de la présente étude (modifiée d'après Cox, 1978)

Code du bassin hydrographique	Catégories de superficie des lacs, ha										Résumé des statistiques				
	>1000		100-999		10-99		1-9,9		<1		Totaux	Moyennes			
	N ^{lacs}	Superficie, ha	N ^{lacs}	Superficie, ha	N ^{lacs}	Superficie, ha	N ^{lacs}	Superficie, ha	N ^{lacs}	Superficie, ha		Superficie, du lac, ha	Superficie, du bassin hydrographique, ha	Nombre de petits lacs (< 9,9 ha) aux 100 km ²	
Lac Ranger															
2BF-3 Goulais*	-	-	17	2 966	218	5 680	868	3589	264	149	1367	12 384	8,9	197 896	57,2
2CA-2 Garden*	1	2254	5	1 616	115	2 493	471	1860	135	82	727	8 304	11,3	106 233	57,0
2CB-2 Aubinadong*	-	-	14	3 804	232	5 419	630	2665	216	117	1092	12 005	10,9	166 329	50,9
Totaux	1	2254	36	8 386	565	13 592	1969	8114	615	348	3186	32 693	10,4	470 458	54,9
Wanapietii															
2DA-2 Wan. supérieure*	2	921	13	1 813	75	1 858	341	1190	138	77	569	5 861	10,1	87 819	54,5
2DA-3 East Wan.*	-	-	4	556	23	658	94	428	11	8	132	1 650	12,1	20 235	51,9
2DA-4 Parkin†	-	-	2	855	27	752	92	385	26	15	147	2 007	13,8	19 433	60,7
2DC-1 Sturgeon*	-	-	23	5 193	172	4 589	595	2361	187	98	977	12 241	12,6	198 098	39,5
2DC-2 Chimiguiichi*	4	6071	10	2 646	93	2 439	195	832	25	18	327	12 500	36,8	69 891	31,5
Totaux	6	6992	52	11 063	390	10 296	1317	5196	387	216	2152	33 764	17,1	395 476	43,1

* Indique les rivières

† Indique les ruisseaux

Annexe 3

Résumé des méthodes d'échantillonnage et des résultats des études pilotes faites dans la région du lac Ranger entre 1980 et 1982

Des études pilotes ont été faites dans la région du lac Ranger de 1980 à 1982, avec une période de pointe en 1981, dans le but d'étudier la productivité de la sauvagine, la chimie de l'eau et les interactions de la chaîne alimentaire. Le résumé ci-dessous décrit les méthodes d'échantillonnage utilisées seulement dans les études pilotes et les principaux résultats de ces études, particulièrement lorsqu'ils ont trait aux études comparatives entreprises en 1983.

1. Méthodes

Le nombre de lacs étudiés et les paramètres mesurés sont présentés au tableau I. Plusieurs caractéristiques physiographiques des lacs ont été mesurées, notamment la bathymétrie, la qualité de l'eau et la végétation du rivage. Les données sur la qualité de l'eau recueillies en 1981 ne comprennent pas les mesures des éléments nutritifs ou de la couleur de l'eau. Les interactions de la chaîne alimentaire ont été étudiées par échantillonnage de ménés dans 37 lacs et de macroinvertébrés dans 10 de ces lacs. La méthode d'échantillonnage par balayage au filet adoptée en 1981 était différente de celle utilisée en 1983 étant donné qu'un filet circulaire de 700 cm² a été utilisé et que les échantillons ont été prélevés dans des sites choisis au hasard sur chaque lac, au cours des deux périodes d'échantillonnage, une fois en juin et l'autre en juillet. La méthode de piégeage des ménés était semblable à celle utilisée en 1983 avec la seule différence que le nombre de nuits de piégeage par lac variait de deux à sept. Voici un résumé des méthodes d'échantillonnage non décrites dans Méthodes, section 2.

1.1. Bathymétrie des lacs

Les approximations du volume de la zone littorale (définie comme étant le volume d'eau jusqu'à une profondeur maximale de 1,3 m) ainsi que le volume total estimatif du lac et la profondeur maximale estimative ont été calculés à l'aide des données bathymétriques de 50 lacs. Les cartes de contour bathymétrique ont été produites à partir des transects des mesures des profondeurs de chaque lac. Les profondeurs indiquées en pieds ont été enregistrées à intervalles de 5 s le long des transects à l'aide d'équipement de sondage Lowrance Bluewater, modèle LFG-225.

1.2. Qualité de l'eau

Le programme d'échantillonnage de l'eau a été conçu de façon à établir les principales caractéristiques chimiques des lacs choisis pour les études de la productivité de la sauvagine et de la chaîne alimentaire. Il y a eu quatre séries d'échantillonnage : septembre 1980 (N = 50 lacs), avril 1981 (N = 55), mai 1981 (N = 148) et juillet 1981 (N = 80). Bien que l'échantillonnage de mai 1981 ait porté sur 148 lacs, on n'a utilisé que les données de 100 lacs.

À des fins de comparaison, seuls les lacs échantillonnés au cours des quatre périodes, notamment septembre (mélange automnal), début avril (ruissellement printanier), fin mai (au cours de la stratification thermique) et fin juillet (après la stratification thermique), ont été inclus dans l'analyse des fluctuations saisonnières des paramètres chimiques. Immédiatement après la période de pointe du ruissellement printanier en avril 1981, l'état des eaux de fonte du printemps a été étudié dans 14 lacs situés dans la région VIXEN. Les profils de température au milieu du lac ont été utilisés pour établir la différence entre les couches superficielles d'eaux de fonte froides moins denses (0-2°C) qui recouvrent l'eau endémique plus dense et plus chaude (4°C).

Les échantillons d'eau de surface (0-1 m) et d'eau des profondeurs (> 1 m) ont été prélevés à l'aide d'un tube flexible en Tygon.

1.3. Échantillonnage Ekman

En tout, 30 échantillons de drague Ekman ont été prélevés dans chaque lac. Ce nombre comprenait 10 échantillons prélevés à chacune des trois occasions, en juin et juillet 1981. Les échantillons étaient passés sur un tamis à mailles de 2 mm de diamètre. Ce tamis relativement large a été choisi pour échantillonner les gros organismes pouvant servir de nourriture aux canards. Les substrats de la plupart des lacs d'amont étaient constitués de boue organique fluide.

1.4. Échantillonnage par piège à émergence

Deux pièges à émergence ont été placés sur chacun des neuf lacs, et un autre sur le dixième (044R). Ces enclos couvraient une superficie de 1 m² de la surface de l'eau et ressemblaient à une pyramide asymétrique à face verticale. La pointe de la structure était obscurcie à l'aide d'une garniture de feutre goudronné et percée d'un trou dans lequel était inséré un coude de plomberie blanc translucide fixé à une bouteille en Nalgene de 500 mL. Les insectes qui émergeaient étaient attirés par la tache de lumière créée dans la pointe sombre du piège et étaient préservés dans la bouteille contenant un mélange (2 contre 1) d'éthanol à 95 % et d'éthylène-glycol. Les bouteilles étaient changées tous les cinq à neuf jours et ont été ouvertes de façon continue à partir du 23-25 juin et 22-27 juillet 1981.

1.5. Végétation du rivage

Dix quadrats de littoral (1 m²) ont été choisis au hasard dans la zone littorale (0-1 m de profondeur) de 34 lacs. Trois quadrats étaient situés à la limite de l'eau, trois à 1 m de profondeur et quatre à 0,5 m. Chaque quadrat contenait trois éléments verticaux : au-dessus de la surface, à la surface et sous la surface. La végétation qui se trouvait dans chaque strate verticale était identifiée et des estimations du pourcentage de la couverture étaient ainsi calculées.

1.6. Relevés de la sauvagine

Les observations relatives au taux de réussite de la reproduction de la sauvagine ont été faites en 1980 et 1981. Des relevés terrestres réguliers ont été faits de la mi-mai jusqu'à la fin juillet des deux années pour évaluer l'activité des adultes et des nichées. Les relevés terrestres ont été élargis en 1981 pour englober 148 lacs; un peu moins de la moitié de ce nombre ont été visités en 1980. En 1981, des vérifications complètes en canot et/ou sur terre ont été faites pour un total de 100 lacs, tous les 7 à 10 jours, 48 autres lacs ayant fait l'objet d'un relevé moins fréquent (14 à 18 jours).

Les dates moyennes de l'apparition des canetons nouvellement éclos sur les lacs servant à l'élevage ont été évaluées à partir d'observations sur le terrain à l'aide de la méthode de classification des âges Gollop et Marshall (1954). À l'aide de ces données, deux intervalles de 30 jours (28 mai-26 juin et 27 juin-26 juillet) ont été choisis pour représenter les principales phases dans la chronologie de reproduction de la plupart des espèces. Les estimations du nombre d'adultes et de l'occupation des nichées ont ensuite été calculées à partir des données des relevés recueillies au cours des deux intervalles de 30 jours. Seuls les lacs ayant fait l'objet d'un relevé au moins une fois au cours des deux périodes ont été inclus dans cette analyse.

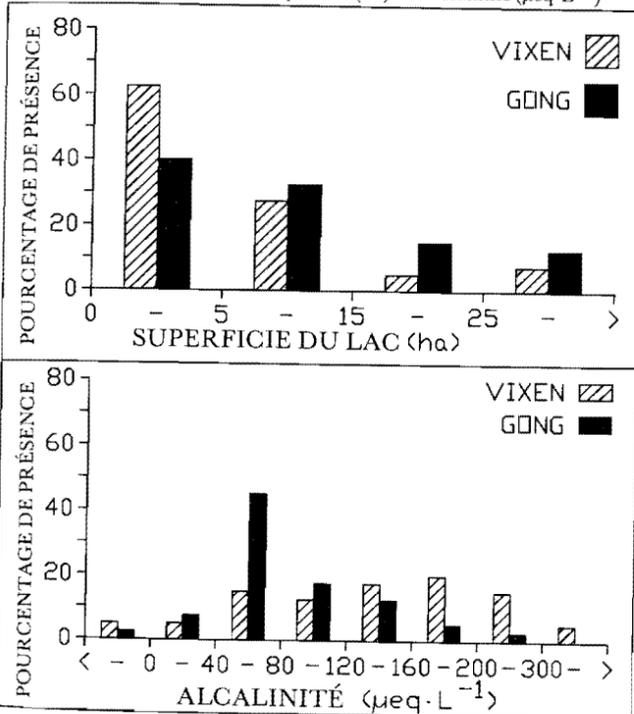
Tableau I

Éléments des études pilotes faites dans la région du lac Ranger entre 1980 et 1982

Élément de l'étude	Lacs visités N	Description de la méthode
Physiographie du lac		
Morphométrie	100	Méthodes, section 2,2
Bathymétrie	50	Annexe 3
Qualité de l'eau	148	Méthodes, section 2,1
Études de la chaîne alimentaire		
Échantillons de pièges à ménés	37	Annexe 3
Échantillons de balayage au filet	10	Méthodes, section 2,3
Échantillons Ekman	10	Méthodes, section 2,4
Échantillons de piège à émergence	10	Annexe 3
Végétation littorale	34	Annexe 3
Études de la sauvagine		
Relevés aériens	649	Méthodes, section 1
Relevés des nichées	100	Annexe 3

Figure 1

Fréquence des observations de lacs dans les régions à l'étude VIXEN et GONG en 1981, par classe de superficie (ha) et d'alcalinité (µeq·L⁻¹)



2. Résultats

2.1. Physiographie lacustre et qualité de l'eau

Les lacs étudiés dans la région du lac Ranger en 1981 avaient une superficie qui variait de 1 à 73 ha (moyenne = 10,1 ha), bien que plus de 80 % de ces lacs eussent une superficie inférieure à 15 ha (fig. 1). Plus de 57 % des lacs étudiés avaient un bassin hydrographique de premier ou second ordre et étaient généralement peu profonds (profondeur moyenne = 2,3 m). On n'a trouvé que d'infimes différences de morphométrie entre les lacs VIXEN et GONG.

Les propriétés chimiques des 100 lacs échantillonnés en mai 1981 ont été étudiées afin d'évaluer la variabilité spatiale de la chimie des ions principaux. Bien que l'on ait observé une vaste gamme de qualité de l'eau, on n'a trouvé que peu de lacs acides (pH < 5,5) et il y avait très peu d'indications de concentrations élevées de métaux traces. La majorité des lacs présentaient une faible capacité de neutralisation de l'acide (alcalinité < 200 µeq·L⁻¹) et étaient vulnérables à l'acidification. Des différences importantes au niveau des vulnérabilités relatives des lacs étaient évidentes, un peu moins de 34 % des lacs VIXEN ayant une alcalinité inférieure à 120 µeq·L⁻¹ comparativement à 76 % des lacs GONG (fig. 1).

Des différences saisonnières de qualité de l'eau étaient évidentes entre les régions VIXEN et GONG au cours de toutes les périodes d'échantillonnage (fig. 2), les lacs GONG ayant des valeurs de pH, de conductivité et d'alcalinité moyennes inférieures à celles des lacs VIXEN. Les lacs échantil-

onnés au cours de la période de ruissellement printanier (5-9 avril) en 1981 avaient des valeurs de pH, de conductivité et d'alcalinité moyennes inférieures par rapport aux autres moments de l'année (fig. 2). Dans les 14 lacs où des échantillons d'eau ont été prélevés en surface (0-1 m) et en profondeur (> 1 m), le pH du lac, la conductivité, l'alcalinité et les teneurs en calcium étaient sensiblement inférieures dans la couche d'eau de fonte plus froide en surface que dans les eaux endémiques plus chaudes en profondeur (tableau II). Au cours de la fonte des neiges au printemps de 1981, Kelso et al. (1986b) ont également trouvé que l'alcalinité baissait considérablement dans les lacs d'amont (N = 30) échantillonnés dans le district d'Algoma. En général, l'alcalinité et les concentrations de SO₄²⁻, Ca²⁺ et Mg²⁺ étaient réduites par les eaux de ruissellement et les précipitations, les systèmes d'alcalinité inférieure connaissant les plus grands changements. La diminution de la capacité de neutralisation dans les eaux de surface suggère que les eaux de fonte subissent très peu de modifications géochimiques au cours du ruissellement, même dans les bassins hydrographiques naturellement bien tamponnés de la région VIXEN (annexe I). L'accumulation de polluants dans la couverture nivale et leur libération subséquente sous forme d'eau de fonte acide est particulièrement grave dans les réseaux d'amont peu profonds. En Ontario, la fonte des neiges constitue l'événement hydrologique simple le plus important, 50 à 70 % des eaux de ruissellement annuelles se produisant au cours des mois du printemps (de mars à mai). La fonte de la couverture nivale au printemps est probablement responsable de 36 à 77 % de l'exportation annuelle d'acide d'un bassin hydrographique à un lac (Jeffries et al., 1979). Le biote habitant les zones précôtières peu profondes de ces lacs d'amont est donc menacé en raison des effets du phénomène appelé "choc acide".

Bien que peu de lacs acides aient été signalés dans la région du lac Ranger, les différences au niveau de la vulnérabilité des différents lacs à l'étude et des régions étudiées ont été établies. Ces réseaux d'amont vulnérables peuvent subir des effets biologiques néfastes en raison des dépôts actuels ou en réaction à la fonte de la couverture nivale.

2.2. Études biologiques

2.2.1. Échantillonnage des pièges à ménés — Quinze espèces de poissons ont été enregistrées au cours de l'échantillonnage fait à l'aide de pièges à ménés dans 28 lacs (fig. 3). Aucun poisson n'a été signalé dans les 9 lacs restants. Huit taxons de poissons étaient communs; ces taxons comprenaient 6 cyprinidés (*Chrosomus* spp., le Mulet perlé, le Méné à nageoires rouges, le Mulet à cornes, le Tête-de-boule et le Naseux noir), l'Épinoche à cinq épines et le Meunier noir.

À la figure III, ces taxons communs ont été disposés en séquence : des taxons qui sont observés dans la plupart des lacs aux taxons n'apparaissant que dans un ou deux lacs. Cette disposition des espèces suggère une classification triple naturelle des lacs et des espèces. Un groupe de lacs n'abritait que *Chrosomus* spp. et/ou le Mulet perlé. Ces lacs se trouvaient dans les régions VIXEN et GONG. Les autres lacs de la région GONG contenaient également au moins trois espèces appartenant à un groupe comprenant le Méné à nageoires rouges, le Mulet à cornes, le Meunier noir et l'Épinoche à cinq épines. Dans la région VIXEN, les lacs abritaient également le Naseux noir ou le Tête-de-boule. Le Naseux noir ne se trouvait dans aucun des lacs de la région GONG tandis que le Tête-de-boule se trouvait en petits nombres dans seulement un lac de cette région. Ainsi, les lacs se partageaient entre ceux contenant seulement *Chrosomus* spp. et/ou le Mulet perlé, et ceux contenant des ensembles plus divers, qui étaient différents quand on comparait les régions GONG et VIXEN.

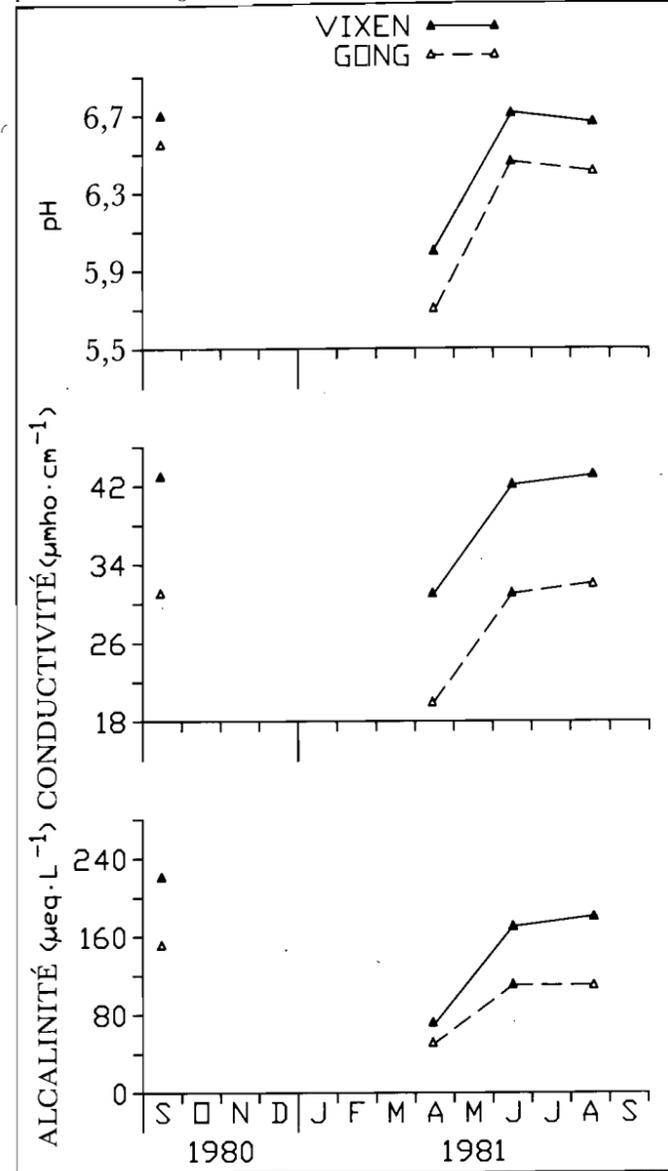
Ce classement des lacs est conforme aux différences au niveau des caractéristiques chimiques et physiques des lacs (tableau III). *Chrosomus* spp. et le Mulet perlé sont souvent associés à de petits étangs bourbeux dystrophiques (Scott et Crossman, 1973). Dans la présente étude, les lacs dans lesquels il n'y avait que ces deux espèces de poissons étaient caractérisés par de petits bassins hydrographiques. Les dimensions du bassin hydrographique semblent être reliées à la disponibilité d'un habitat de cours d'eau pour la reproduction de plusieurs espèces dont le Méné à nageoires rouges, le Mulet à cornes, le Naseux noir et le Meunier noir. Les cours d'eau sont également des refuges contre l'anoxie hivernale (Tonn et Magnuson, 1982). Les lacs des régions VIXEN et GONG présentaient des différences de caractéristiques chimiques de base, le pH du lac (6,92 c. 6,44) et l'alcalinité (171,8 c. 87,4 µeq·L⁻¹) étant sensiblement plus élevés dans la région VIXEN que dans la région GONG (tests t, p < 0,01). Le Tête-de-boule et le Naseux noir étaient

Tableau II

Différences des paramètres chimiques sélectionnés (moyenne ± É.T.) entre les échantillons d'eau de surface (0-1 m) et en profondeur (> 1 m) prélevés dans 14 lacs de la région du lac Ranger au cours de la période de ruissellement printanier en 1981, mesurées à l'aide de tests t couplés (**p < 0,001, **p < 0,01)

Profondeur de l'échantillon	pH (moyenne ± É.T.)	Conductivité, µmho·cm ⁻¹ (moyenne ± É.T.)	Alcalinité, µeq·L ⁻¹ (moyenne ± É.T.)	Calcium, mg·L ⁻¹ (moyenne ± É.T.)
Surface (0-1 m)	5,96 ± 0,55	29,3 ± 9,8	81,9 ± 89,5	3,11 ± 1,29
Profondeur (> 1 m)	6,35 ± 0,42	43,0 ± 12,7	209,8 ± 159,3	5,77 ± 1,79

Figure II
Comparaison entre les différences saisonnières et spatiales dans le pH moyen des lacs, la conductivité ($\mu\text{mho}\cdot\text{cm}^{-1}$) et l'alcalinité ($\mu\text{eq}\cdot\text{L}^{-1}$) des échantillons prélevés dans les régions à l'étude VIXEN et GONG en 1980 et 1981



tous deux peu fréquents dans les lacs GONG, ce qui indique que la répartition de ces espèces peut être limitée par des facteurs chimiques. Le Tête-de-boule en particulier ne tolère pas l'eau très acide (tout au plus l'eau moyennement acide ($\text{pH} < 6.0$)) (Schindler et Turner, 1982; Rahel et Magnuson, 1983; Zischke et al., 1983; Mills, 1984), ni les teneurs moyennement élevées en métaux (Mount, 1973).

2.2.2. Échantillonnage des invertébrés aquatiques — Le nombre d'échantillons à partir desquels chaque taxon des principaux invertébrés a été signalé au cours des 20 échantillonnages par balayage au filet et des 30 échantillonnages Ekman dans chacun des 10 principaux lacs est indiqué aux tableaux IV et V, respectivement. Les principaux taxons ont été définis comme étant ceux qui étaient présents dans plus de 3 échantillons provenant de tous les lacs. Les échantillons provenant des pièges à émergence ont été comptés pour indiquer la présence ou l'absence des seuls taxons d'invertébrés (tableau VI).

Les données sur le balayage au filet (tableau IV) ont été analysées à l'aide des techniques de groupement. Les valeurs moyennes de la dissimilitude des distances étaient calculées (Sneath et Sokal, 1973) et rassemblées à l'aide de la méthode agglomérative de Ward (Wishart, 1969). Le dendrogramme qui en est résulté (fig. IV) indique une division majeure entre les deux groupes de lacs. Un groupe contient quatre lacs dont trois (013R, 015R, 459R) ne contenaient aucun poisson et le quatrième (044R) en contenait si peu (trois ménés recueillis au cours de 112 h de piégeage) qu'il ne peut être considéré comme ayant une population viable de poissons. Le groupe restant, composé de six lacs, contenait de 2 à 6 espèces de poissons (fig. III).

On a soumis les cotes de chaque taxon à des tests Mann-Whitney U afin d'identifier les taxons d'invertébrés associés aux deux groupes de lacs.

Figure III
Répartition, abondance relative (élevée > 1, faible < 1 poisson par 24 heures-piège) et classes d'ensembles de huit espèces communes et six espèces non communes de poissons dans 28 lacs de la région du lac Ranger en 1981

GROUPE DE LACS	ESPÈCES RÉPANDUES	ESPÈCES RARES
ESPÈCES	CHROMOSUS SPP. MULET PERLÉ MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES MULET À CORNÉES MULET NOIR MEUNIER NOIR ÉPINOCHÉ À CINQ ÉPINES TÊTE-DE-BOULE NASEUX NOIR CHATTE DE L'EST MÉNÉ PAILLE MUSEAU NOIR ÉPINOCHÉ À NEUF ÉPINES DARD À VENTRE JAUNE TOULADI	
CHROMOSUS/ MULET PERLÉ		
NUMÉRO DU LAC	019R 404R 401R 044R 453R 079R 466R 445R	
GONG		
NUMÉRO DU LAC	409R 469R 423R 441R 416R 421R 424R 406R 447R 495R	
VIXEN		
NUMÉRO DU LAC	063R 003R 006R 007R 025R 004R 030R 010R 022R 016R	
(N=)	19 14 14 15 12 10 6 5	1 2 1 1 3 2
LÉGENDE	● > 1 POISSON PAR 24 HEURES DE PIÈGE ○ < 1 POISSON PAR 24 HEURES DE PIÈGE	

Dix taxons provenant des échantillons de balayage au filet ont été associés aux lacs ne contenant aucune population de poissons viable, comme c'est indiqué au tableau IV : les diptères, *Chaoborus americanus*, des notonectes, *Notonecta* et *Buena*, des corisidés immatures, le genre trichoptère, *Oecetis* et *Trietodes*, le gyryn, *Gyrinus pectoralis*, le dytique, *Graphoderus*, la libellule, *Leucorrhinia* et la demoiselle, *Lestes*. Par contre, seuls deux taxons des échantillons Ekman, les larves de mouches de la famille des Cératopogonidés, et le trichoptère *Oecetis* étaient associés à ce groupe de lacs (tableau V).

Les échantillons de balayage au filet provenant des quatre lacs ne comportant aucune population de poissons viable contenaient systématiquement plus d'invertébrés et un plus grand nombre de taxons (tests Mann-Whitney U, $P = 0,005$). Le nombre de taxons et le logarithme du nombre d'individus contenus dans les échantillons de balayage avaient tendance à diminuer de façon linéaire à mesure qu'augmentait le nombre d'espèces de poissons dans chaque lac (fig. V).

Le nombre de taxons pris dans les échantillons Ekman et les pièges à émergence avaient également tendance à être plus élevés dans les lacs ne contenant aucune population de poissons viable, bien que ces différences soient moins grandes que dans le cas de la faune de la zone limnétique échantillonnée par balayage au filet.

2.2.3. Végétation littorale — Le tableau VII résume les principaux taxons de macrophytes aquatiques enregistrés dans les 34 lacs échantillonnés. Une comparaison plus détaillée de la communauté des macrophytes a été faite entre les groupes de lacs classés en fonction des ensembles de poissons (tableau VIII). On a trouvé d'importantes différences dans le nombre de taxons et le nombre

de quadrats occupés par la végétation submergée et à feuilles flottantes et le pourcentage couvert par la végétation à feuilles flottantes. Une comparaison de la richesse des plantes aquatiques et des espèces de poissons indique que le nombre de taxons de plantes aquatiques augmente proportionnellement à la richesse des espèces de poissons ($R^2 = 0,573$, $p < 0,0001$) (fig. VI). En particulier, les lacs sans poisson et les lacs contenant *Chrosomus* spp. et/ou le Mulet perlé contenaient généralement moins de taxons de macrophytes et très peu de végétation à feuilles flottantes calculés selon le nombre de quadrats occupés ou selon le pourcentage de couverture comparativement aux lacs VIXEN ou GONG. *Nymphaea* sp. et *Potamogeton* spp. présentaient des différences mesurables de présence parmi les types d'ensembles de poissons, ces espèces se trouvant peu fréquemment dans les lacs sans poisson (tableau VII). De plus, l'absence dans ces mêmes lacs de macrophytes et notamment de végétation à feuilles flottantes peut refléter les mêmes facteurs biogéographiques, c.-à-d. l'isolement géographique des lacs d'amont qui limite l'accès des poissons et des macrophytes. Aiken et Gillett (1974) ont trouvé que la répartition des plantes aquatiques dans le parc de la Gatineau au Québec était fonction de l'isolement de certains lacs relativement à d'autres et du transfert accidentel limité de plantes aquatiques vers les lacs à plus grande altitude. Cependant, la répartition de certaines plantes vasculaires aquatiques a été reliée aux propriétés chimiques (et particulièrement à l'alcalinité) des lacs dans lesquels elles poussent (Hellquist, 1980; Fraser et Morton, 1983; Fraser (1983) et al., 1986). Gorham et Gordon (1963), Wile et Miller (1983) et Wile et al. (1985) ont également trouvé que la flore était appauvrie dans les lacs acides à teneurs élevées en métaux.

2.2.4. Relevés de la sauvagine — Sept espèces de sauvagine se trouvaient communément dans la région du lac Ranger en 1980 et 1981 : le Garrot commun, le Grand Bec-scie et le Huard à collier. D'autres espèces qui font leur nid moins fréquemment dans ces régions sont le Canard huppé (*Anas sponsa*), la Sarcelle à ailes bleues (*Anas discors*), la Sarcelle à ailes vertes (*Anas crecca*) et le Petit Garrot (*Bucephala albeola*). Un peu moins de 30 % de ces oiseaux ont été vus plus d'une fois, bien qu'environ 170 nichées de canards et de huards aient été observées au cours des deux années. La possibilité d'observer deux fois une même nichée sur un lac donné dépend de sa mobilité, de son taux de mortalité et de sa visibilité. Les nichées de Garrots communs étaient fréquemment observées sur les mêmes zones humides (75 % des nichées ont été observées deux fois ou plus) comparativement aux autres espèces (25 % des nichées observées deux fois ou plus). Le déplacement sur terre de canotons de diverses espèces dont le Grand Bec-scie, le Canard noir, le Canard malard et le Garrot commun a été signalé au cours de la période d'élevage (Erskine, 1971; Ball et al., 1975), et l'on a établi une corrélation entre ces déplacements et l'alimentation dans différents lacs (Eriksson, 1978). Il est clair que ces déplacements augmentent la vulnérabilité des nichées aux attaques des prédateurs.

Les données provenant des relevés aériens et terrestres faits dans la région du lac Ranger ont été utilisées pour évaluer les profils de sélection de l'habitat par la sauvagine au cours de la période d'élevage. Au cours des relevés de 1980 et 1981, il y avait au moins une nichée de sauvagine sur près des deux tiers des zones humides visitées. Bien que les informations sur les relevés aériens et les relevés des nichées soient limitées, d'importantes asso-

ciations ont toutefois été observées entre certaines espèces et la présence de poissons dans les lacs à l'étude (fig. VII). Les relevés aériens d'adultes (couples nicheurs indiqués) et les relevés terrestres des adultes et des jeunes en 1981 ont indiqué que la présence du Garrot commun était plus souvent signalée sur les lacs sans poisson. Les espèces piscivores comme le Grand Bec-scie et le Huard à collier avaient tendance à choisir des lacs contenant du poisson. Le Canard noir, le Canard malard et le Morillon à collier ne montraient aucune préférence évidente pour un type de lac, bien que les nichées de ces espèces se trouvaient plus fréquemment sur les lacs avec poissons.

Figure IV
Dendrogramme d'ensemble sur les valeurs de dissimilitude de distance moyenne, à l'aide de la méthode d'agglomération de Ward, pour les taxons d'insectes aquatiques dans les échantillons prélevés par balayage au filet dans six lacs avec poissons et quatre lacs sans poisson (ou comprenant une très faible population de poissons), dans la région du lac Ranger en 1981

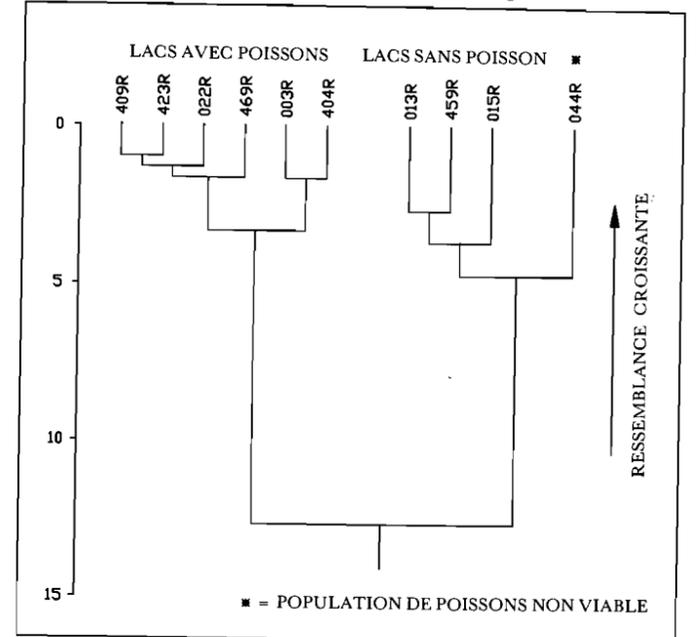


Tableau III
Comparaison des paramètres chimiques et physiques (moyenne \pm é.t.) de 36 lacs échantillonnés dans la région du lac Ranger en 1981, en fonction des types d'ensemble de poissons

Paramètre	Type d'ensemble de poissons							
	Sans poisson* (N = 8)		<i>Chrosomus/mulet perlé</i> (N = 8)		GONG (N = 10)		VIXEN (N = 10)	
	Moyenne	\pm é.t.	Moyenne	\pm é.t.	Moyenne	\pm é.t.	Moyenne	\pm é.t.
pH	6,41	0,74	6,67	0,32	6,44	0,29	6,92	0,39
Conductivité ($\mu\text{mho}\cdot\text{cm}^{-1}$)	34,5	13,5	34,2	12,3	30,0	8,1	41,9	7,2
Alcalinité ($\mu\text{eq}\cdot\text{L}^{-1}$)	130,3	133,9	104,7	69,3	87,4	63,5	171,8	80,9
Calcium ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	3,88	1,82	3,59	1,31	3,28	1,12	4,23	1,14
Sulfate ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	8,08	1,68	7,41	1,38	7,19	0,96	8,28	1,43
Aluminium ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	170,4	91,1	60,6	42,8	103,4	26,3	56,3	32,8
Altitude (m)	452	86	465	56	476	30	412	51
Profondeur maximale (m)	6,4	3,2	8,5	10,3	5,1	4,2	7,7	6,6
Superficie du bassin hydrographique (ha)	302,9	365,6	98,4	48,0	382,3	282,4	733,0	875,4
Volume total ($10\ 000\ \text{m}^3$)	33,4	49,2	30,9	57,7	32,0	65,9	35,0	54,0
Volume littoral ($10\ 000\ \text{m}^3$)	2,1	3,2	1,3	0,5	3,8	3,1	4,6	4,2
Superficie des eaux de surface (ha)	10,6	12,8	6,4	4,7	13,4	14,9	13,4	11,1
Longueur du rivage (m)	1879	1158	1331	597	2492	1914	2505	1443

* Le lac 436R a été exclu en raison de données incomplètes.

Figure V
Rapport entre le nombre d'espèces de poissons et le nombre et le logarithme de l'abondance de taxons d'invertébrés aquatiques dans les échantillons prélevés par balayage au filet, dans 10 lacs de la région du lac Ranger en 1981. La ligne de régression des moindres carrés est donnée pour chaque comparaison

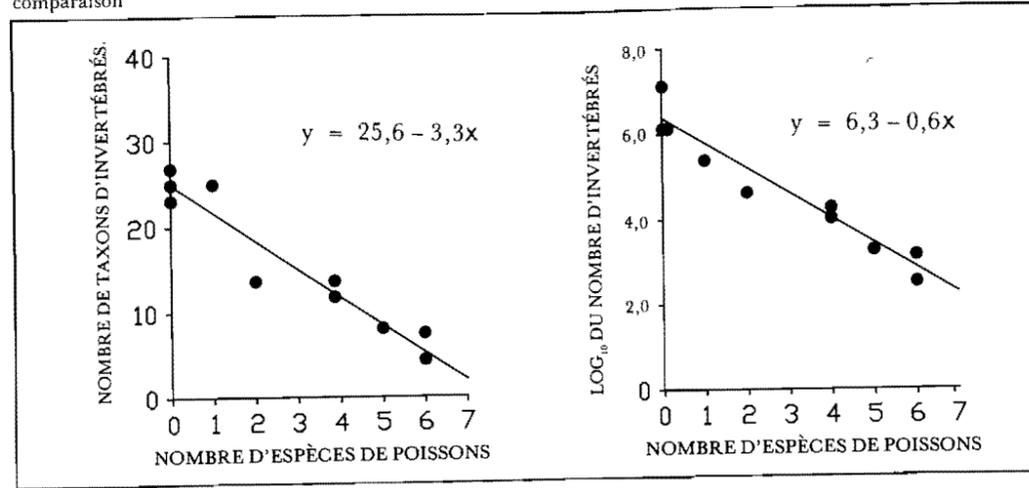


Figure VI
Rapport entre le nombre d'espèces de poissons et le nombre de taxons de plantes vasculaires aquatiques dans 34 lacs échantillonnés dans la région du lac Ranger en 1981 en fonction des types d'ensembles de poissons. La ligne de régression des moindres carrés est décrite. Les chiffres en indices inférieurs apposés contre les symboles indiquent des observations multiples

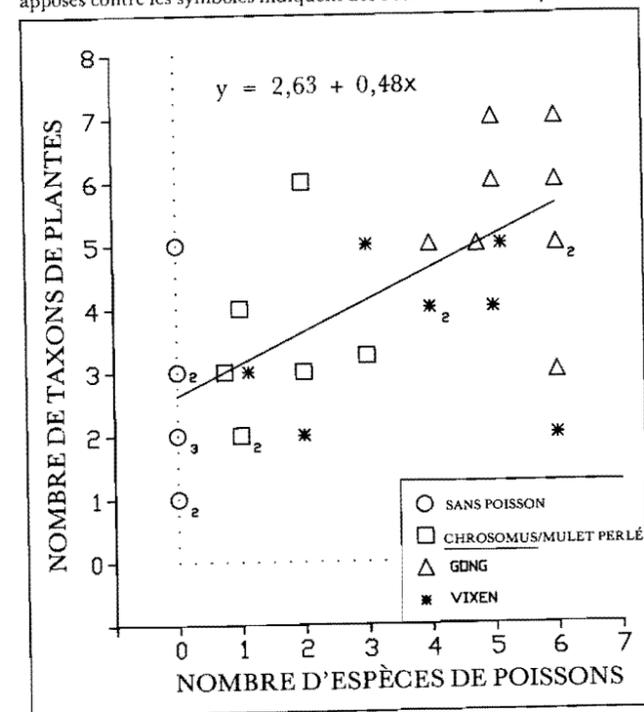


Figure VII
Comparaison pour les lacs avec ou sans poisson entre les estimations de couples nicheurs indiqués, les observations d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage et les observations de nichées seules pour les lacs visités dans la région du lac Ranger en 1981 (test de la probabilité exacte de Fisher, ** p < 0,05, * p < 0,10)

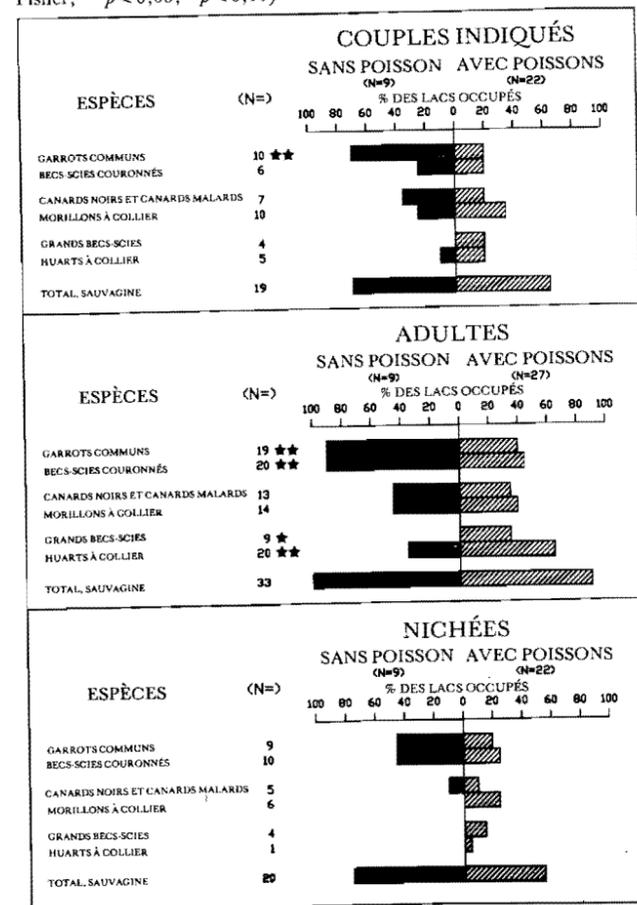


Tableau IV
Présence de taxons d'invertébrés aquatiques dans les échantillons prélevés par balayage au filet dans 10 lacs de la région du lac Ranger en 1981, enregistrée sous forme de cotes de 20 échantillons pour chaque lac. †

Classification taxonomique	Lac n°										Test U
	* 015R	* 013R	* 044R	* 459R	003R	022R	404R	409R	423R	469R	
0. DIPTÈRES											
1. Chironomidés	14	10	3	9	11	8	9	3	6	2	n.s.
2. Cératopogonidés	4	4	-	-	-	1	1	-	-	-	n.s.
3. <i>Chaoborus americanus</i>	6	13	-	8	-	-	-	-	-	-	p = 0,033
0. HÉMIPTÈRES											
1. <i>Buenoa</i>	1	7	3	1	-	-	-	-	-	-	p = 0,005
2. <i>Notonecta</i>	12	16	4	13	-	-	-	-	-	-	p = 0,005
3. <i>Sigara</i> spp. (A)	4	1	7	2	-	2	5	1	-	2	n.s.
4. Corisidés	19	16	14	18	-	2	1	1	5	4	p = 0,005
5. <i>Gerris</i>	2	2	-	-	-	2	-	-	-	7	n.s.
6. <i>Rheumatobates rileyi</i>	-	-	1	4	-	1	-	-	-	-	n.s.
0. TRICHOPTÈRES											
1. <i>Mystacides</i>	-	-	1	-	4	-	-	-	1	-	n.s.
2. <i>Oecetis</i>	1	4	2	1	-	-	1	-	-	-	p = 0,01
3. <i>Trienodes</i>	15	1	2	-	-	-	-	-	-	-	p = 0,033
4. <i>Polycentropus</i>	1	3	1	2	2	-	4	-	-	-	n.s.
5. <i>Oxyethira</i>	4	-	-	1	-	-	-	-	1	-	n.s.
6. <i>Limnephilus</i>	-	1	2	-	-	-	2	-	-	-	n.s.
7. <i>Nematotilus</i>	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	n.s.
0. COLÉOPTÈRES											
1. <i>Cyrtinus pectoralis</i> (A)	-	5	2	3	-	-	-	-	-	-	p = 0,03
2. <i>Cyrtinus affinis</i> (A)	-	1	1	-	-	1	-	-	-	-	n.s.
3. <i>Cyrtinus</i> (I)	4	-	-	3	-	-	1	-	1	1	n.s.
4. <i>Donacia</i>	-	-	1	1	-	1	-	-	-	1	n.s.
5. <i>Graphoderus</i>	10	16	3	8	-	-	-	-	-	-	p = 0,005
6. <i>Phyllobius oblongus</i>	3	-	7	-	-	-	-	-	-	-	n.s.
0. ODONATES											
1. Aeshnidés	1	3	2	-	1	-	-	-	-	-	n.s.
2. Coenagrionidés	1	5	-	-	2	1	-	-	1	-	n.s.
3. <i>Leucorrhinia</i>	1	3	-	1	-	-	-	-	-	-	p = 0,03
4. <i>Sympetrum</i>	1	1	-	-	-	1	-	-	-	-	n.s.
5. <i>Lestes</i>	1	8	5	3	1	-	-	-	-	-	p = 0,01
0. ÉPHÉMÉROPTÈRES											
1. Baëtidés	-	-	1	-	3	1	-	-	-	-	n.s.
2. Siphonuridés	-	-	-	2	1	-	-	-	-	-	n.s.
AMPHIPODES											
1. <i>Hyallela azteca</i>	-	-	6	1	3	-	-	-	-	-	n.s.
2. <i>Crangonyx richmondensis</i>	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	n.s.
ACARIENS	12	11	11	10	9	5	13	3	4	-	n.s.
MOLLUSQUES											
1. Sphériidés	2	-	1	1	-	-	3	1	-	-	n.s.
2. <i>Cyranulus deflectus</i>	-	-	-	-	2	2	-	-	-	-	n.s.
3. <i>Helisoma anceps</i>	-	-	-	4	2	1	-	-	-	-	n.s.
OLIGOCHÈTES	1	1	1	-	-	1	1	-	-	-	n.s.
HIRUDINÉS	1	-	-	2	-	-	1	-	-	-	n.s.

† La probabilité de la présence (calcul statistique Mann-Whitney U) est calculée pour vérifier si un taxon était présent dans un plus grand nombre d'échantillons dans les lacs sans poisson (niveau de signification = 0,05; n.s. = non significatif). Les lacs sans population viable de poissons sont marqués d'un astérisque (*). Les désignations adultes (A) et immatures (I) sont inscrites lorsque les données des deux étapes de vie n'ont pas été combinées.

Tableau V
Présence de taxons d'invertébrés aquatiques dans les échantillons de drague Ekman prélevés dans 10 lacs de la région du lac Ranger en 1981, enregistrée sous forme de cotes provenant de 30 échantillons dans chaque lac.[†]

Classification taxonomique	Lac n°										Test U
	*015R	*013R	*044R	*459R	003R	022R	404R	409R	423R	469R	
0. DIPTÈRES											n.s.
1. Chironomidés	18	25	8	19	20	6	22	9	11	16	$p = 0,03$
2. Cératopogonidés	3	2	1	5	2	-	1	1	-	-	n.s.
3. <i>Chaoborus albatus</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	5	-	n.s.
4. <i>Chrysops excitans</i>	-	-	3	4	1	-	1	-	-	1	n.s.
0. HÉMIPTÈRES											n.s.
1. Corisidés	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	n.s.
0. TRICHOPTÈRES											n.s.
1. <i>Polycentropus</i>	-	-	-	1	2	-	3	-	-	-	n.s.
2. <i>Limnephilus</i>	-	-	1	1	-	-	1	-	-	-	n.s.
3. <i>Banksiola</i>	-	2	-	1	-	-	-	-	-	-	n.s.
4. <i>Mystacides</i>	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	$p = 0,02$
5. <i>Oecetis</i>	1	1	2	1	1	-	-	-	-	-	n.s.
0. COLÉOPTÈRES											n.s.
1. <i>Donacia-Plateumaris</i>	-	-	-	1	2	1	1	-	-	-	n.s.
0. ODONATES											n.s.
1. <i>Libellula</i>	-	-	3	1	2	-	-	-	-	2	n.s.
2. <i>Leucorrhinia</i>	3	7	-	2	-	-	2	-	-	-	n.s.
3. <i>Coradulia</i>	2	13	2	1	3	-	5	1	1	-	n.s.
4. <i>Tetragoneuria</i>	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	n.s.
5. Gomphidés	1	-	-	-	7	-	-	1	-	1	n.s.
0. ÉPHÉMÉROPTÈRES											n.s.
1. Caenidés	-	-	2	1	6	1	-	2	1	-	n.s.
2. Siphonuridés	-	1	-	1	1	-	-	-	-	-	n.s.
AMPHIPODES											n.s.
1. <i>Hyalolella azteca</i>	-	-	5	3	11	-	-	-	-	-	n.s.
2. <i>Crangonyx richmondensis</i>	1	-	10	1	2	-	1	-	-	-	n.s.
MOLLUSQUES											n.s.
1. Sphériidés	20	4	8	10	20	2	7	4	2	6	n.s.
2. <i>Gyraulus deflectus</i>	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	n.s.
OLIGOCHÈTES											n.s.
1. Sphériidés	15	3	-	4	6	-	4	2	1	2	n.s.
HIRUDINÉS											n.s.
1. Sphériidés	4	-	1	4	1	1	-	2	-	-	n.s.

† La probabilité de la présence (statistique Mann-Whitney U) est calculée pour vérifier si un taxon est présent dans un plus grand nombre d'échantillons dans les lacs sans poisson (niveau de signification = 0,05; n.s. = non significatif). Les lacs sans population viable de poissons sont marqués d'un astérisque (*).

Tableau VI
Présence de taxons d'invertébrés aquatiques recueillis dans les pièges à émergence individuelle dans 10 lacs de la région du lac Ranger au cours de la période du 23-25 juin au 22-27 juillet 1981. †

Classification taxonomique	Lac n° Piège n°	*015R	*013R	*044R	*459R	003R	022R	404R	409R	423R	469R
		1	1 2	1	1 2	1 2	1 2	1 2	1 2	1 2	1 2
0. DIPTÈRES											
1. Chironomidés		1	1 1	1	1 1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1
2. <i>Chaoborus americanus</i>		1	1 1	1	- 1	-	-	-	-	-	-
3. <i>Chaoborus flavicans</i>		-	-	-	-	1	-	-	-	-	1
4. <i>Chaoborus punctipennis</i>		-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
5. <i>Chaoborus albatus</i>		-	-	-	-	-	-	-	1	1	1
6. <i>Chaoborus trivittatus</i>		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
7. Culicidés		-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
8. Simuliidés		-	-	-	1	-	-	-	1	-	1
9. Cératopogonidés		1	1	-	1	-	1 1	-	-	-	1
10. Tipulidés		-	-	1	1	-	1	-	-	-	1
11. Dolichopodidés		1	-	1	-	-	-	-	-	-	-
12. Empididés		-	-	-	1	-	1	-	-	-	-
13. <i>Chrysops</i>		-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
14. Éphydridés		1	-	-	-	-	-	-	1	-	-
0. TRICHOPTÈRES											
1. <i>Triaenodes</i> sp.		-	1	-	1 1	-	-	-	1 1	-	1 1
2. <i>Oecetis</i> spp.		1	1	-	1 1	-	1	-	1 1	-	1 1
3. <i>Mystacides sepulchralis</i>		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
4. <i>Orthotrichia baldulfi</i>		-	-	-	-	1	-	-	1 1	1 1	1 1
5. <i>Oxyethira</i> sp.		1	-	-	1	-	-	-	1	-	-
6. <i>Cheumatopsyche</i> sp.		1	-	-	-	1	-	-	-	-	-
7. <i>Agrypnia vestita</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
8. <i>Agrypnia improba</i>		1	-	-	1 1 1	1 1	-	1	1 1	-	1 1
9. <i>Banksiola crotchii</i>		1	1 1	1	1 1 1	-	1	-	1 1	-	1 1
10. <i>Phryganea cinerea</i>		-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
11. <i>Anabolia bimaculata</i>		-	-	-	1 1 1	-	1	-	1	-	-
12. <i>Platycentropus radiatus</i>		-	1 1	1	1 1 1	1	-	-	1 1	-	1
13. <i>Polycentropus</i> spp.		1	1 1	1	1 1 1	1 1	-	-	1 1	1 1	1 1
14. <i>Nyctiophylax</i> sp.		-	-	-	1	-	1	-	-	-	-
15. <i>Neureclipsis</i> sp.		-	1	-	-	1	-	-	-	-	-
0. ODONATES											
1. <i>Enallagma hageni</i>		-	-	-	-	-	-	1	-	-	1 1 1
2. <i>Enallagma boreale</i>		1	1 1	1	-	1	-	-	-	-	-
3. <i>Lestes disjunctus</i>		1	-	1	1	-	-	-	1	-	-
4. <i>Lestes curinus</i>		-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
5. Libellulidés		-	-	1	-	-	-	-	-	1	-
6. Aeshnidés		1	-	-	-	1	-	-	1	-	-
0. COLÉOPTÈRES											
1. Curculionidés		-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
2. Chrysomélidés		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
3. Héloïdés		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
0. COLLEMBOLLES											
1. Sminthuridés		-	1 1	-	-	1 1	1	-	1 1	1 1	1 1
2. Isotomidés		-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
0. ÉPHÉMÉROPTÈRES											
1. Heptagénéidés		-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
0. NEUROPTÈRES											
1. Sisyridés		1	-	-	-	-	1	-	-	1	-

† Les lacs sans population viable de poissons sont marqués d'un astérisque (*). Étant donné les ruptures et les relocalisations des pièges, seules les données d'un des deux pièges du lac 015R sont présentées. La présence d'un taxon a été enregistrée avec le chiffre 1 tandis qu'un vide (-) indique l'absence de taxon.

Tableau VII
Plantes vasculaires aquatiques* dans 34 lacs de la région du lac Ranger en 1981, comptées dans 10 échantillons de quadrats littoraux.†

Type d'ensemble de poissons	Taxons de plantes aquatiques: N:	Nombre de quadrats occupés (sur 10)													
		<i>Utricularia</i> (Utriculaire)	<i>Eriocaulon</i> (Eriocaulon)	<i>Potamogeton</i> (Potamo)	<i>Scirpus</i> (Scirpe)	<i>Nymphaea</i> (Nénuphar blanc)	<i>Sparganium</i> (Rubanier)	<i>Eleocharis</i> (Éléocharide)	<i>Najas</i> (Nénuphar jaune)	<i>Brasenia</i> (Brasénie)	<i>Myriophyllum</i> (Myriophylle)	<i>Dulichium</i> (Dulichium roseau)	<i>Polygonum</i> (Renoué)	<i>Sagittaria</i> (Sagittaire)	<i>Equisetum</i> (Prêle)
Sans poisson															
422R	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
014R	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
013R	8	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
420R	8	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
436R	-	3	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
459R	1	1	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
015R	-	2	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
027R	-	5	-	4	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-	1
Chrosomus/mulet perlé															
019R	-	3	3	-	-	3	3	-	-	-	-	-	-	-	-
044R	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-
401R	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
404R	2	-	-	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
445R	-	5	-	-	1	1	-	-	-	1	1	-	-	-	1
453R	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
466R	-	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GONG															
421R	-	-	-	-	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-
409R	7	2	-	2	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
416R	-	2	-	-	-	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-
424R	-	-	5	-	1	3	-	4	-	-	1	-	-	-	-
495R	3	-	2	8	1	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
441R	8	1	-	4	7	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-
406R	1	-	2	5	5	2	-	-	4	-	-	-	-	-	-
423R	1	1	1	3	2	-	4	2	-	-	-	-	-	-	-
469R	5	2	2	2	4	-	-	-	1	-	2	-	-	-	-
VIXEN															
016R	-	-	3	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
030R	-	7	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
007R	10	-	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
025R	-	-	3	-	-	-	1	-	-	-	-	1	1	-	-
006R	4	5	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
063R	-	-	1	1	3	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
022R	1	1	3	-	5	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-
004R	6	-	3	5	3	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-
003R	4	1	1	2	7	1	-	2	-	3	-	-	-	-	-
010R	7	2	1	1	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	1
Statistique du khi carré		4,75	2,15	12,16	4,38	13,86	1,81	5,10	3,91	3,47	2,52	4,29	3,37	2,24	3,05
(p <)		n.s.	n.s.	0,007	n.s.	0,003	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

* Les taxons non inclus étaient les graminoides et *Carex* spp., qui étaient présents sur la plupart des lacs ainsi que les taxons qui n'étaient présents que sur un lac, dont les ombellifères (*Umbelliferae*), la lobélie de Dortmann (*Lobelia dortmanna*) et *Littorella* sp.

† Les tests du khi carré ont été effectués pour chaque taxon selon les types d'ensembles de poissons.

Tableau VIII
Présence et abondance relative (pourcentage de couverture moyenne) des plantes vasculaires à feuilles flottantes et des plantes vasculaires submergées dans 34 lacs de la région du lac Ranger en 1981*

Type d'ensemble de poissons	Nbre de taxons	Nbre de quadrats occupés (sur 10)		Pourcentage de couverture moyenne (N = 10 quadrats)	
		À feuilles flottantes	Submergées	À feuilles flottantes	Submergées
Sans poisson					
422R	1	0	3	0	2
014R	1	0	3	0	1
013R	2	0	8	0	39
420R	2	1	8	1	1
436R	2	0	3	5	10
459R	3	0	4	0	3
015R	3	0	5	0	20
027R	5	0	6	0	39
Chrosomus/mulet perlé					
019R	4	0	8	0	12
044E	3	1	4	1	7
401R	2	1	1	1	1
404R	3	2	4	1	13
445R	6	2	7	1	18
453R	2	0	2	0	14
466R	3	1	5	1	37
GONG					
421R	3	1	1	1	1
409R	5	1	7	1	5
416R	5	5	6	15	19
424R	5	7	6	16	7
495R	5	4	9	6	39
441R	6	7	8	8	27
406R	6	8	9	24	51
423R	7	4	7	12	27
469R	7	6	7	5	26
VIXEN					
016R	2	5	5	8	3
030R	2	2	8	2	8
007R	3	0	10	0	42
025R	4	0	7	1	27
006R	4	1	8	1	25
063R	4	4	4	8	11
022R	5	8	9	9	2
004R	5	8	8	18	19
003R	8	7	8	9	16
010R	8	3	8	20	20
Statistique du khi carré	13,32	17,23	8,98	16,79	1,89
(p <)	0,004	0,0006	0,029	0,0008	n.s.

* Un calcul à sens unique Kruskal-Wallis ANOVA par rang a permis de vérifier les différences au niveau de la présence et de l'abondance relative de chaque type de végétation parmi les types d'ensemble de poissons.

Annexe 4
Résumé des méthodes et de l'équipement principal utilisés pour les dosages chimiques de l'eau

N°	Dosage chimique	Méthode	Équipement principal
1	pH	Électrode Ross	Fisher Accumet, modèle 750 (Ion spécifique)
2	Conductance spécifique	$\mu S \cdot cm^{-1}$ à 25°C	Radiomètre de type CDM2e Conductivimètre
3	Alcalinité totale	Dosage électrométrique	Titroprocesseur Metrohm E636
4	Azote total	Micro-Kjeldahl, auto	Auto-analyseur Technicon IIC plus
5	NH ₃ - azote	Nitrocyanure, auto	Auto-analyseur Technicon IIC plus
6	NO ₂ + NO ₃ - azote	Réduction du cadmium, auto	Auto-analyseur Technicon IIC plus
7	Phosphore total	Bleu, acide molybdophosphorique, auto	Auto-analyseur Technicon IIC plus
8	Phosphore réactif soluble	Bleu, acide molybdophosphorique, auto	Spectrophotomètre Varian 1275
9	Potassium (K)	Émission de flamme	Spectrophotomètre Varian 1275
10	Sodium (Na)	Émission de flamme	Spectrophotomètre Varian 1275
11	Calcium (Ca)	Absorption atomique	Spectrophotomètre Varian 1275
12	Magnésium (Mg)	Absorption atomique	Auto-analyseur Technicon IIC plus
13	Sulfate (SO ₄)	Bleu de méthylthymol, auto	Auto-analyseur Technicon IIC plus
14	Chlorure (Cl)	Thiocyanate mercurique, auto	Auto-analyseur Technicon IIC plus
15	Silice (SiO ₂)	Acide ascorbique, auto	Auto-analyseur Technicon IIC plus
16	Fer (Fe)	Absorption atomique	Spectrophotomètre Perkin-Elmer 4000 et Varian 975 (four au graphite)
17	Aluminium (Al)	Absorption atomique	Spectrophotomètre Perkin-Elmer 4000 et Varian 975 (four au graphite)
18	Manganèse (Mn)	Absorption atomique	Spectrophotomètre Perkin-Elmer 4000 et Varian 975 (four au graphite)
19	Zinc (Zn)	Absorption atomique	Spectrophotomètre Perkin-Elmer 4000 et Varian 975 (four au graphite)
20	Cuivre (Cu)	Absorption atomique	Spectrophotomètre Perkin-Elmer 4000 et Varian 975 (four au graphite)
21	Nickel (Ni)	Absorption atomique	Spectrophotomètre Perkin-Elmer 4000 et Varian 975 (four au graphite)
22	Cadmium (Cd)	Absorption atomique	Spectrophotomètre Perkin-Elmer 4000 et Varian 975 (four au graphite)
23	Plomb (Pb)	Absorption atomique	Spectrophotomètre Perkin-Elmer 4000 et Varian 975 (four au graphite)
24	Carbone inorganique (CIT)	Oxydation UV	Analyseur de carbone organique total Astro, modèle 1850
25	Carbone organique (COT)	Oxydation UV	Analyseur de carbone organique total Astro, modèle 1850
26	Carbone total (CT)	Oxydation UV	Analyseur de carbone organique total Astro, modèle 1850
27	Coloration de l'eau	Échelle Hazen au platine-cobalt	Helige Aqua Testa

Annexe 5

Liste annotée des espèces de sauvagine dans la région à l'étude

- Huart à collier (*Gavia immer*)** — Ce piscivore commun et très répandu se trouve sur les grands lacs. Il n'y a pas de raison évidente pour les faibles dénombrements de cette espèce dans les blocs de Sault-Sainte-Marie et de Nipissing, bien que la densité des petits lacs (< 9,9 ha) soit plus grande dans le bassin hydrographique des affluents de l'est du lac Supérieur (2B) (fig. 3d) qu'ailleurs dans la région. Cette espèce a souvent été trouvée sur des lacs acides connus.
- Bernache du Canada (*Branta canadensis*)** — Un petit groupe de bernaches se reproduit à proximité de Pumpkin Point (Bloc de Sault-Sainte-Marie), où se trouve une parcelle du relevé.
- Canard malard (*Anas platyrhynchos*)** — Espèce peu fréquente dans la partie septentrionale des blocs, mais beaucoup plus répandue dans le sud, particulièrement autour des zones agricoles. Le nombre des oiseaux de cette espèce a augmenté rapidement dans le sud de l'Ontario (Ross *et al.*, 1984), mais cette augmentation n'est pas encore évidente dans le nord.
- Canard noir (*Anas rubripes*)** — Cette espèce est répandue dans toute la région. Le dénombrement du bloc de Huntsville est le plus élevé enregistré jusqu'à présent pour une telle région en Ontario. Bien que la population de canards noirs connaisse actuellement une baisse lente mais constante, les données provenant du relevé dans cette région ne contiennent aucun indice d'une telle baisse. Cette espèce cohabite régulièrement avec le Morillon à collier (Ross, 1987) et se trouve sur une grande variété de petites zones humides, particulièrement celles qui sont peu profondes et dont les zones littorales sont bien aménagées. C'est souvent la seule espèce trouvée sur les zones humides plutôt tourbeuses (les bogs et les fens) (Blancher et McNicol, 1986).
- Canard pilel (*Anas acuta*)** — Un seul mâle a été observé.
- Sarcelle à ailes vertes (*Anas crecca*)** — Cette espèce se trouve généralement en faible densité et est répartie de façon sporadique dans la région; les dénombrements les plus élevés ont été associés à un habitat marécageux, particulièrement dans le bloc de Nipissing, mais également dans les blocs de Killarney et de Huntsville.
- Sarcelle à ailes bleues (*Anas discors*)** — Ayant une répartition et une abondance semblables à l'espèce précédente, la Sarcelle à ailes bleues était le plus souvent observée dans les grands marais ouverts.
- Canard huppé (*Aix sponsa*)** — Tout indique que cette espèce actuellement peu fréquente augmente rapidement dans la partie méridionale de la région, comme ce fut le cas dans tout le sud de l'Ontario (Ross *et al.*, 1984). Des oiseaux de cette espèce ont également été signalés à l'occasion dans les blocs septentrionaux. On le retrouvait généralement dans les forêts inondées ou près de celles-ci.
- Morillon à collier (*Aythya collaris*)** — C'était l'espèce la plus abondante et la plus répandue, très bien représentée dans tous les blocs. Bien qu'elle soit présente dans une vaste gamme de types de lacs, on la trouve souvent sur les lacs dont des grandes sections de zones littorales sont bien aménagées. Étant donné que cette espèce construit son nid vers la mi-juin, il faut faire bien attention lorsqu'on établit des conclusions relatives à l'habitat de reproduction à partir des résultats de l'étude.
- Petit Morillon (*Aythya affinis*)** — Quatre couples ont été observés près de Pumpkin Point, mais ces couples n'étaient pas nécessairement en reproduction.
- Garrot commun (*Bucephala clangula*)** — Cette espèce n'était fréquente que dans les parcelles les plus au nord et semblaient connaître une diminution de l'ouest à l'est. Cette espèce était très rare dans les blocs méridionaux. Avec les autres représentants de la tribu *Mergini*, elle semblait préférer les lacs plus profonds avec une zone littorale moins importante que celles de l'espèce précédente (Ross 1987).
- Petit Garrot (*Bucephala albeola*)** — Cette espèce rare se reproduit de façon sporadique dans toute la région.
- Bec-scie couronné (*Lophodytes cucullatus*)** — Un grand nombre d'oiseaux de cette espèce très répandue ont été observés dans tous les blocs sauf celui de Killarney. Le faible dénombrement dans cette région peut provenir d'une erreur étant donné que les observations précédentes (tableau 3) donnent des résultats comparables à ceux des autres blocs.
- Grand Bec-scie (*Mergus merganser*)** — Cette espèce avait une abondance semblable à celle de l'espèce précédente, bien que les représentants de cette espèce se trouvent plus souvent sur des lacs plus grands et en eaux courantes, par exemple sur les rivières et les ruisseaux.
- Bec-scie à poitrine rouge (*Mergus serrator*)** — Espèce très rare généralement associée aux plus grands lacs (p. ex. lac Supérieur, lac Nipissing).

Annexe 6a
Fréquences d'occupation des couples nicheurs indiqués pour le Huard à collier dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei, selon les paramètres d'habitat choisis

Superficie des eaux libres, ha	Classe d'aménagement du littoral	Longueur de la zone littorale bien recouverte par la végétation, m	Lac Ranger		Wanapitei	
			Présent	Absent	Présent	Absent
			0-0,40	1	0-100 101-500	0 13
	2	0-100 101-500	0 0	25 19	0 0	1 21
	3	0-100 101-500 >500	0 0 0	17 39 21	- 0 0	- 4 6
0,41-1,50	1	0-100 101-500 >500	0 0 -	24 27 -	0 0 0	1 38 1
	2	0-100 101-500 >500	0 0 0	3 21 13	- 0 0	- 13 19
	3	0-100 101-500 >500	0 0 0	4 5 25	- - 0	- - 24
1,51-4,00	1	0-100 101-500 >500	1 1 0	17 11 15	- 0 0	- 4 28
	2	0-100 101-500 >500	0 0 3	19 8 19	- - 1	- - 50
	3	0-100 101-500 >500	0 0 1	7 11 22	- - 1	- - 31
4,01-20,00	1	0-100 101-500 >500	4 2 2	14 3 10	- - 5	- - 10
	2	0-100 101-500 >500	10 9 6	19 22 19	- - 18	- - 40
	3	0-100 101-500 >500	1 1 4	5 3 28	- - 19	- - 35
>20	2	0-100 101-500 >500	2 - 1	2 - 5	- 1 3	- 0 6
	3	0-100 >500	3 3	1 2	- 10	- 1

Annexe 6b
Fréquences d'occupation des couples nicheurs indiqués pour le Canard malard et le Canard noir combinés dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei, selon les paramètres d'habitat choisis

Superficie des eaux libres, ha	Classe d'aménagement du littoral	Longueur de la zone littorale bien recouverte par la végétation, m	Lac Ranger		Wanapitei	
			Présent	Absent	Présent	Absent
			0-0,40	1	0-100 101-500	0 0
	2	0-100 101-500	0 0	25 19	0 2	1 19
	3	0-100 101-500 >500	1 2 0	16 37 21	- 0 0	- 4 6
0,41-1,50	1	0-100 101-500 >500	2 2 -	22 25 -	0 3 0	1 35 1
	2	0-100 101-500 >500	0 3 1	31 18 12	- 1 4	- 12 15
	3	0-100 101-500 >500	0 0 4	4 5 21	- - 3	- - 21
1,51-4,00	1	0-100 101-500 >500	2 3 4	16 9 11	- 1 2	- 3 26
	2	0-100 101-500 >500	4 3 4	15 5 18	- - 12	- - 39
	3	0-100 101-500 >500	1 1 6	6 10 17	- - 7	- - 25
4,01-20,00	1	0-100 101-500 >500	2 1 4	16 4 8	- - 1	- - 14
	2	0-100 101-500 >500	5 4 3	24 27 22	- - 13	- - 45
	3	0-100 101-500 >500	1 0 8	5 4 24	- - 14	- - 40
>20	2	0-100 101-500 >500	0 - 0	4 - 6	- 0 0	- 1 9
	3	0-100 >500	0 1	4 4	- 2	- 9

Annexe 6c
Fréquences d'occupation des couples nicheurs indiqués pour le Morillon à collier dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei, selon les paramètres d'habitat choisis

Superficie des eaux libres, ha	Classe d'aménagement du littoral	Longueur de la zone littorale bien recouverte par la végétation, m	Lac Ranger		Wanapitei	
			Présent	Absent	Présent	Absent
			0-0,40	1	0-100 101-500	1 2
	2	0-100 101-500	0 1	25 18	0 1	1 20
	3	0-100 101-500 >500	1 0 1	16 39 20	- 0 1	- 4 5
0,41-1,50	1	0-100 101-500 >500	0 1 -	24 26 -	0 2 0	1 36 1
	2	0-100 101-500 >500	2 3 2	29 18 11	- 1 1	- 12 18
	3	0-100 101-500 >500	0 0 4	4 5 21	- - 2	- - 22
1,51-4,00	1	0-100 101-500 >500	2 2 4	16 10 11	- 0 3	- 4 25
	2	0-100 101-500 >500	3 1 4	16 7 18	- - 4	- - 47
	3	0-100 101-500 >500	1 1 6	6 10 17	- - 5	- - 27
4,01-20,00	1	0-100 101-500 >500	0 1 1	18 4 11	- - 2	- - 13
	2	0-100 101-500 >500	1 4 4	28 27 21	- - 8	- - 50
	3	0-100 101-500 >500	0 0 9	6 4 23	- - 7	- - 47
>20	2	0-100 101-500 >500	0 - 0	4 - 6	- 0 0	- 1 9
	3	0-100 >500	0 0	4 5	0 0	0 11

Annexe 6d
Fréquences d'occupation des couples nicheurs indiqués pour le Garrot commun dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei, selon les paramètres d'habitat choisis

Superficie des eaux libres, ha	Classe d'aménagement du littoral	Longueur de la zone littorale bien recouverte par la végétation, m	Lac Ranger		Wanapitei	
			Présent	Absent	Présent	Absent
			0-0,40	1	0-100 101-500	0 0
	2	0-100 101-500	0 1	25 18	0 0	1 21
	3	0-100 101-500 >500	1 1 1	16 38 20	- 0 0	- 4 6
0,41-1,50	1	0-100 101-500 >500	5 2 -	19 25 -	0 2 0	1 36 1
	2	0-100 101-500 >500	2 0 1	29 21 12	- 2 0	- 11 19
	3	0-100 101-500 >500	0 0 1	4 5 24	- - 1	- - 23
1,51-4,00	1	0-100 101-500 >500	7 4 5	11 8 10	- 0 8	- 4 20
	2	0-100 101-500 >500	6 3 5	13 5 17	- - 12	- - 39
	3	0-100 101-500 >500	1 2 5	6 9 18	- - 9	- - 23
4,01-20,00	1	0-100 101-500 >500	5 0 3	13 5 9	- - 2	- - 13
	2	0-100 101-500 >500	5 2 8	24 29 17	- - 10	- - 48
	3	0-100 101-500 >500	2 0 7	4 4 25	- - 9	- - 45
>20	2	0-100 101-500 >500	0 - 0	4 - 6	- 0 1	- 1 8
	3	0-100 >500	0 0	4 5	- 2	- 9

Annexe 6e

Fréquences d'occupation des couples nicheurs indiqués pour le Bec-scie couronné dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei, selon les paramètres d'habitat choisis

Superficie des eaux libres, ha	Classe d'aménagement du littoral	Longueur de la zone littorale bien recouverte par la végétation, m	Lac Ranger		Wanapitei	
			Présent	Absent	Présent	Absent
			0-0,40	1	0-100 101-500	0 0
	2	0-100 101-500	0 0	25 19	0 0	1 21
	3	0-100 101-500 >500	0 3 0	17 36 21	- 1 0	- 3 6
0,41-1,50	1	0-100 101-500 >500	1 2 -	23 25 -	0 4 0	1 34 1
	2	0-100 101-500 >500	3 1 1	28 20 12	- 1 3	- 12 16
	3	0-100 101-500 >500	1 0 0	3 5 25	- - 3	- - 21
1,51-4,00	1	0-100 101-500 >500	2 1 1	16 1 14	- 1 5	- 3 23
	2	0-100 101-500 >500	4 0 1	15 8 21	- - 10	- - 41
	3	0-100 101-500 >500	0 1 7	7 10 16	- - 6	- - 26
4,01-20,00	1	0-100 101-500 >500	0 0 2	18 5 10	- - 2	- - 13
	2	0-100 101-500 >500	2 3 6	27 28 19	- - 8	- - 50
	3	0-100 101-500 >500	1 0 4	5 4 28	- - 7	- - 47
>20	2	0-100 101-500 >500	0 0 0	4 - 6	- 0 0	- 1 9
	3	0-100 >500	0 1	4 4	- 0	- 11

Annexe 6f

Fréquences d'occupation des couples nicheurs indiqués pour le Grand Bec-scie dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei, selon les paramètres d'habitat choisis

Superficie des eaux libres, ha	Classe d'aménagement du littoral	Longueur de la zone littorale bien recouverte par la végétation, m	Lac Ranger		Wanapitei	
			Présent	Absent	Présent	Absent
			0-0,40	1	0-100 101-500	0 0
	2	0-100 101-500	0 0	25 19	0 0	1 21
	3	0-100 101-500 >500	0 0 1	17 39 20	- 0 0	- 4 6
0,41-1,50	1	0-100 101-500 >500	0 0 -	24 27 -	0 1 0	1 37 1
	2	0-100 101-500 >500	0 0 0	31 21 13	0 0 0	0 13 19
	3	0-100 101-500 >500	0 0 1	4 5 24	- - 0	- - 24
1,51-4,00	1	0-100 101-500 >500	0 0 1	18 12 14	- 0 0	- 4 28
	2	0-100 101-500 >500	2 1 0	17 7 22	- - 2	- - 49
	3	0-100 101-500 >500	1 0 1	6 11 22	- - 3	- - 29
4,01-20,00	1	0-100 101-500 >500	0 0 0	18 5 12	- - 0	- - 15
	2	0-100 101-500 >500	5 1 2	24 30 23	- - 4	- - 54
	3	0-100 101-500 >500	0 0 2	6 4 30	- - 5	- - 49
>20	2	0-100 101-500 >500	0 - 2	4 - 4	- 1 2	- 0 7
	3	0-100 >500	1 0	3 5	- 2	- 9

Annexe 7

Composition chimique des eaux douces dans des régions non polluées et polluées de la Scandinavie et de l'est de l'Amérique du Nord, comprenant des évaluations médianes provenant de la présente étude, selon les groupes de vulnérabilité de la roche en place (lac Ranger — VIXEN et GONG; Wanapitei — vulnérabilité élevée (WHS), moyenne (WMS) et faible (WLS)†

Région	N	Concentrations ioniques, µeq·L ⁻¹								Anions totaux	Référence
		Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cations totaux	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	(Cl ⁻)		
Non pollué											
<i>Scandinavie</i>											
Suède 1	47	125	70	27	11	233	208	29	(26)	237	Henriksen 1982
Suède 2	21	577	136	39	38	790	645	87	(102)	732	Henriksen 1982
Suède 3	21	248	108	32	17	405	247	73	(64)	320	Henriksen 1982
Suède 4	65	149	8	60	14	231	250	37	(30)	287	Henriksen 1982
Norvège (N)	21	128	60	15	6	209	138	45	(85)	183	Henriksen 1982
Norvège (W)	25	37	6	10	3	56	28	29	(40)	57	Henriksen 1982
<i>États-Unis</i>											
Géorgie	5	340	44	22	23	429	398	17	(149)	415	Henriksen 1982
Minnesota	58	299	114	23	12	448	313	60	(21)	373	Henriksen 1982
<i>Canada</i>											
Territoires du Nord-Ouest											
Saskatchewan	9	385	197	17	26	625	460	98	(120)	558	Armstrong et Schindler 1971
Manitoba	5	290	260	110	43	703	530	69	-	599	Armstrong et Schindler 1971
Ontario	17	169	73	8	12	262	182	58	(42)	240	Armstrong et Schindler 1971
• Baie James	-	65	19	20	9	113	84	37	(21)	121	Henriksen 1982
• ELA [†]	103	98	49	21	9	177	99	76	(21)	175	Beamish <i>et al.</i> 1976
• ELA ²	40	78	68	6	10	162	62	59	(39)	121	Armstrong et Schindler 1971
<i>Québec</i>											
• Toundra arctique	8	31	21	10	3	65	80	6	(32)	86	Potvin et Grimard 1983
• Toundra alpine	7	93	118	12	3	226	157	68	(6)	225	Potvin et Grimard 1983
• Taïga	38	124	125	18	5	210	163	206	(5)	369	Potvin et Grimard 1983
• Muskeg	14	59	62	12	3	136	136	27	(6)	163	Potvin et Grimard 1983
Pollué											
<i>Canada</i>											
Ontario											
• Région de Sudbury											
-Lac Whitefish	27	323	159	21	18	521	190	404	(56)	594	Beamish et Harvey 1972
-Mont LaCloche	6	97	31	-	6	134	10	207	(29)	217	Armstrong et Schindler 1972
-Killarney	22	150	75	26	10	261	0	290	?	290	Beamish et Harvey 1972
-Sudbury	4	280	110	63	22	475	0	530	(*)	530	Dillon <i>et al.</i> 1980
-Hannah	-	567	280	87	53	1038	0	1192	(76)	1192	Yan et Miller 1984
-Middle	-	490	410	104	49	1090	0	927	(*)	927	Yan et Miller 1984
-Lohi	-	310	205	83	33	672	0	556	(*)	556	Yan et Miller 1984
-Clearwater	-	283	103	17	17	499	0	543	(62)	543	Yan et Miller 1984
-Labelle	-	254	88	36	16	395	76	324	(14)	400	Yan et Miller 1984
-Nelson	-	205	80	32	12	331	40	328	(12)	368	Yan et Miller 1984
-Mountaintop	-	150	80	32	11	297	0	291	(11)	291	Yan et Miller 1984
-Wanapitei - WLS	11	206	66	28	16	319	52	221	(12)	275	Présente étude
-Wanapitei - WMS	24	184	55	33	12	276	17	218	(11)	238	Présente étude
-Wanapitei - WHS	20	101	42	26	11	210	0	236	(9)	236	Présente étude
-Lac Ranger - GONG	34	133	45	18	13	212	53	142	(15)	192	Présente étude
-Lac Ranger - VIXEN	32	198	76	29	14	319	141	154	(19)	293	Présente étude
• Muskoka (1967-1968)	5	94	104	15	8	221	67	79	(17)	146	Dillon <i>et al.</i> 1980
• Muskoka (1976-1979)	14	149	69	21	13	252	110	168	(18)	278	Dillon <i>et al.</i> 1980
• Bassin hydrographique de la rivière des Outaouais	13	370	170	-	-	540	320	210	(0)	530	Armstrong et Schindler 1971
<i>Québec</i>											
• Hautes Laurentides	10	95	33	31	6	165	52	69	(6)	121	Rodrigue et DesGranges 1986
• Laurentides moyennes	62	200	58	28	10	296	140	110	(9)	250	Rodrigue et DesGranges 1986
• Appalaches	8	220	66	28	8	322	152	89	(8)	241	Rodrigue et DesGranges 1986
<i>Nouvelle-Écosse</i>											
• Kejimikujik	-	38	39	135	6	218	0	52	(121)	-	Kerekes 1980
• Beaverskin	-	19	30	115	7	171	0	31	(116)	31	Kerekes <i>et al.</i> 1986
• Pebbleloggitch	-	19	30	120	7	176	0	47	(113)	47	Kerekes <i>et al.</i> 1986
<i>États-Unis</i>											
Adirondacks	38	146	43	16	7	212	74	121	(9)	195	Charles 1985

† Toutes les évaluations ont été pondérées en fonction du sel d'eau de mer, les exceptions étant marquées d'un astérisque (*). Les teneurs en chlorure (Cl⁻) ont été données le cas échéant.

‡ ELA = Zone lacustre expérimentale, nord-ouest de l'Ontario.

Annexe 8a

Principales espèces de poissons et nombre de poissons pris dans la région du lac Ranger au cours de l'été de 1983 avec des pièges à ménés en filet métallique.*

Lac n°	Espèces de poissons									
	Chrosomus spp.	Mulet perlé	Tête-de-boule	Épinoche à 5 épines	Méné à nageoires rouges	Mulet à cornes	Meunier noir	Naseux noir	Dard à ventre jaune	Perchaude
002R	-	1	-	-	1	-	-	-	-	45
003R	-	1	2	-	174	25	-	-	-	-
004R	-	233	-	-	331	188	18	14	-	-
005R	-	-	-	-	-	115	-	171	-	-
006R	-	-	2657	-	5	-	-	-	-	-
007R	-	-	3854	1	-	-	-	2	-	-
008R	-	-	510	-	-	148	-	48	-	-
009R	-	150	-	-	-	3	-	-	-	-
010R	1	1061	-	-	-	-	1	-	-	-
012R	-	-	-	10	-	-	-	3	-	-
021R	133	262	71	1	-	-	-	-	-	-
022R	135	-	-	-	15	-	4	3	-	-
025R	2	-	8	-	-	-	-	-	-	-
028R	-	-	-	-	66	-	3	-	-	-
029R	129	3	244	1	-	-	1	-	-	-
030R	-	36	-	-	84	4	3	-	-	-
033R	1270	13	-	1	-	-	2	-	-	-
036R	52	154	-	-	-	21	5	3	-	-
044R	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-
048R	-	-	2292	-	-	213	-	3	-	-
051R	247	-	-	32	-	-	-	-	-	-
052R	-	63	-	-	-	-	-	-	-	-
058R	241	183	13	9	51	-	2	-	1	-
059R	101	-	-	12	3	1	-	7	-	-
060R	-	-	-	4	-	31	-	16	-	-
064R	2	-	-	-	-	2	-	-	-	-
065R	2541	-	-	-	-	-	-	-	-	-
079R	13	-	-	-	-	-	-	-	-	-
086R	377	-	-	-	4	9	2	30	-	-
087R	67	2	221	-	1	16	-	1	-	-
401R	1165	-	-	-	-	-	-	-	-	-
403R	498	21	330	25	-	-	3	-	-	-
404R	1523	-	-	-	-	-	-	-	1	-
405R	547	-	-	-	-	-	-	-	1	-
406R	220	-	-	26	4	57	2	-	-	-
407R	73	1	6	17	-	-	6	-	-	-
408R	147	1	81	16	39	11	9	-	-	-
409R	36	-	-	16	1	-	16	-	1	-
410R	472	691	11	17	-	1	50	-	-	-
414R	536	34	15	11	-	-	-	-	-	-
415R	566	4	4	10	-	2	9	-	-	-
417R	94	-	5	9	-	-	8	-	-	-
422R	43	2	-	-	-	1	-	-	-	-
423R	509	182	-	9	14	-	2	-	-	-
424R	1	1	-	1	336	6	10	1	-	-
426R	7	5	-	10	-	-	-	-	-	-
430R	326	-	-	-	-	-	-	-	-	-
431R	6	1	6	-	1	1	2	-	-	-
432R	461	14	-	-	-	1	1	-	-	-
441R	2340	9	-	3	-	-	-	-	1	-
445R	1672	103	-	-	-	-	-	-	5	-
447R	39	-	5	12	130	45	3	-	-	-
452R	29	-	-	-	387	29	21	-	-	-
453R	60	-	-	-	-	-	-	-	-	-
454R	290	-	-	-	-	-	-	-	3	-
456R	369	36	1	-	136	19	24	2	-	-
458R	2	2	-	8	18	1	22	7	-	-
464R	38	6	-	6	6	1	1	-	-	-
466R	179	689	-	-	-	-	-	-	-	-
484R	1770	-	-	-	-	-	-	-	-	-
488R	1666	-	-	-	-	-	-	-	-	-

* Les autres espèces prises dans les pièges comprenaient le Touladi (008R, 086R, 044R), la Chatte de l'Est (059R, 086R), le Méné de lac (034R) et le Museau noir (058R). Les lacs sans poisson étaient les suivants : 013R, 014R, 015R, 019R, 020R, 420R, 436R et 459R.

Annexe 8b

Principales espèces de poissons et nombre de poissons pris dans la région de Wanapitei au cours de l'été de 1983 dans les pièges à ménés en filet métallique.*

Lac n°	Espèces de poissons												
	Chrosomus spp.	Mulet perlé	Tête-de-boule	Épinoche à 5 épines	Méné à nageoires rouges	Mulet à cornes	Meunier noir	Naseux noir	Dard à ventre jaune	Perchaude	Crapet de roche	Crapet-soleil	Chatte de l'Est
002W	420	4	479	2	-	-	-	-	1	-	-	-	-
003W	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
005W	87	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
022W	-	-	78	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
240W	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
250W	-	-	-	-	-	-	-	-	53	-	-	-	-
252W	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-	-	-	-
253W	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-
254W	-	-	-	-	-	-	1	-	-	43	-	-	-
268W	-	-	-	-	-	-	-	-	-	27	-	-	-
333W	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15	-	-	-
404W	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
409W	492	198	1505	-	-	-	-	-	5	56	-	-	-
475W	-	-	-	-	-	-	6	-	1	-	-	-	-
479W	1	-	-	-	-	-	-	-	-	20	8	20	2
480W	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
494W	-	-	-	-	-	-	-	-	-	51	-	7	-
501W	-	-	-	-	-	-	-	-	-	24	-	3	-
502W	-	-	-	-	-	-	2	-	-	42	-	7	13
515W	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	1	-	-
524W	-	-	-	-	-	-	-	-	21	-	30	2	-
526W	-	-	-	-	-	-	71	-	-	-	-	-	262
579W	-	197	-	-	-	-	-	-	57	-	-	-	-
583W	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
856W	1929	-	1	4	-	-	-	-	1	-	-	-	-
900W	1258	-	705	2	-	-	-	-	1	-	-	-	-
903W	421	368	70	5	284	-	68	-	4	-	-	-	-
904W	162	-	62	1	320	-	24	-	-	-	-	-	-
905W	-	55	-	-	58	3	2	-	-	-	-	-	-
907W	1700	11	-	-	-	-	-	-	-	100	-	-	-
909W	3377	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-

* Les autres espèces capturées comprenaient l'Achigan à petite bouche (475W), le Grand Brochet (515W), la Barbotte brune (256W) et une espèce non identifiée (197W). Les lacs sans poisson étaient les suivants : 013W, 016W, 242W, 248W, 251W, 257W, 258W, 259W, 260W, 266W, 316W, 338W, 343W, 394W, 401W, 402W, 403W, 406W, 407W, 408W, 410W, 527W, 572W et 902W.

- Aiken, S.; Gillett, J.M., 1974. The distribution of aquatic plants in selected lakes of Gatineau Park, Québec. *Can. Field-Nat.* 88:437-448.
- Almer, B.; Dickson, W.; Ekstrom, C.; Hornstrom, E.; Miller, V., 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. *Ambio* 3:30-36.
- Almer, B.; Dickson, W.; Ekstrom, C.; Hornstrom, E., 1978. Sulfur pollution and the aquatic ecosystem, Pages 272-311 dans Nriagu, J.O. éd., *Sulfur in the environment, Part II, Ecological impacts*. John Wiley & Sons, Toronto, Ontario. 482 p.
- Alvo, R., 1985. The breeding success of Common Loons (*Gavia immer*) in relation to lake acidity. Mémoire de maîtrise ès sciences, Université Trent, Peterborough, Ontario. 122 p.
- Andersson, G., 1981. Influence of fish on waterfowl and lakes (en norvégien avec résumé anglais). *Anser* 20:21-34.
- Armstrong, F.A.J.; Schindler, D.W., 1971. Preliminary chemical characterization of waters in the Experimental Lakes Area, Northwestern Ontario. *J. de l'Off. des rech. sur les pêch. du Can.* 28:171-187.
- Baker, J.P.; Schofield, C.L., 1982. Aluminum toxicity to fish in acidic waters. *Water, Air, Soil Pollut.* 18:289-309.
- Ball, I.J.; Gilmer, D.S.; Cowardin, L.M.; Reichman, J.H., 1975. Survival of Wood Duck and Mallard broods in North-central Minnesota. *J. Wildl. Manage.* 39:776-780.
- Barrie, L.A.; Wiebe, H.A.; Anlauf, K.; Fellin, P., 1982. Data report: Results of the Canadian Air and Precipitation Monitoring Network APN, July 1980 to December 1981. Turkey Lakes Watershed. Inédit. Série de rapp. n° TLW-82-14. 7 p. + 7 annexes.
- Bartonck, J.C., 1972. Summer foods of American Widgeon, Mallards, and Green-winged Teal near Great Slave Lake, N.W.T. *Can. Field-Nat.* 86:373-376.
- Beamish, R.J., 1972. Lethal pH for the White Sucker (*Catostomus commersoni*). *Trans. Am. Fish. Soc.* 101: 355-358.
- Beamish, R.J., 1974. The loss of fish populations from unexploited remote lakes in Ontario, Canada as a consequence of atmospheric fallout of acid. *Water Res.* 8:85-95.
- Beamish, R.J.; Harvey, H.H., 1972. Acidification of the La Cloche Mountain lakes, Ontario and resulting fish mortalities. *J. de l'Off. des rech. sur les pêch. du Can.* 29:1131-1143.
- Beamish, R.J.; Vanloon, J.C., 1977. Precipitation loading of acid and heavy metals to a small acid lake near Sudbury, Ontario. *J. de l'Off. des rech. sur les pêch. du Can.* 34:649-658.
- Beamish, R.J.; Blouw, L.M.; McFarlane, G.A., 1976. A fish and chemical study of 109 lakes in the Experimental Lakes Area (ELA), Northwestern Ontario with appended reports on Lake Whitefish ageing errors and the Northwestern Ontario baitfish industry. *Environnement Canada, Fish. Mar. Serv. Rapp. techn. n° 607*, 116 p.
- Beggs, G.L.; Gunn, J.M.; Olver, C.H., 1985. The sensitivity of Ontario lake trout (*Salvelinus namaycush*) and lake trout lakes to acidification. *Ont. Fish. Tech. Rep. Ser. N° 17*, 24 p.
- Bellrose, F.C., 1978. Ducks, geese and swans of North America. Stackpole Books, Harrisburg, Pa. 540 p.
- Bendell, B.E., 1986. The effects of fish and pH on the distribution and abundance of backswimmers (Hemiptera: Notonectidae). *J. can. de zool.* 64(12): 2696-2699.
- Bendell, B.E.; McNicol, D.K., 1987a. Fish predation, lake acidity and the composition of aquatic insect assemblages. *Sous presse. Hydrobiologia*.
- Bendell, B.E.; McNicol, D.K., 1987b. Cyprinid assemblages, and the physical and chemical characteristics of small northern Ontario lakes. *Sous presse. Environ. Biol. Fishes*.
- Blancher, P.J.; McNicol, D.K., 1986. Investigations into the effects of acid precipitation on wetland-dwelling wildlife in Northeastern Ontario. Série de rapports techniques, n° 2. *Serv. can. de la faune, Ontario*. 153 p.
- Boissonneau, A.N., 1968. Glacial history of Northeastern Ontario 2: The Timiskaming — Algoma area. *J. can. des sc. de la terre* 5:97-109.
- Brooks, J.L., 1968. The effects of prey size selection by lake planktivores. *Syst. Zool.* 17: 273-291.
- Brooks, J.L.; Dodson, S.I., 1965. Predation, body size, and composition of plankton. *Science* 150:28-35.
- Brousseau, C.S.; Baccante, D.; Maki, L.W., 1985. Role of bedrock and surficial geology in determining the sensibility of Thunder Bay area lakes to acidification. *J. Great Lakes Res.* 11:501-507.
- Brown, D.J.A., 1982. The effect of pH and calcium on fish and fisheries. *Water, Air, Soil Pollut.* 18:343-351.
- Brown, S.B.; Eales, J.G., 1984. Interrenal, thyroidal, and carbohydrate responses of Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) to environmental acidification. *J. can. des sc. hal. et aquat.* 41:36-45.
- Campbell, P.G.C.; Stokes, P.M., 1985. Acidification and toxicity of metals to aquatic biota. *J. can. des sc. hal. et aquat.* 42:2034-2049.
- Chan, W.H.; Vet, R.J.; Ro, C.; Tang, A.J.S.; Lusia, M.A., 1984. Impact of INCO smelter emissions on wet and dry deposition in the Sudbury area. *Atmos. Environ.* 18:1001-1008.
- Charles, D.F., 1985. Relationships between surface sediment diatom assemblage and lakewater characteristics in Adirondack lakes. *Ecology* 66:994-1011.
- Clark, K.L.; Fischer, K., 1981. Acid precipitation and wildlife. *Div. de la tox. de la faune, Serv. can. de la faune, rapp. man. n° 43*. Environnement Canada, Ottawa, Canada. 95 p.
- Clark, K.L.; LaZerte, B.D., 1985. A laboratory study of the effects of aluminum and pH on amphibian eggs and tadpoles. *J. can. des sc. hal. et aquat.* 42:1544-1551.
- Conroy, N.I.; Jeffries, D.S.; Kramer, J.R., 1974. Acid shield lakes in the Sudbury, Ontario region. *Compte rendu : Water pollut. Res. Can. Symp.* 9:45-61.
- Conroy, N.I.; Hawley, K.; Keller, W., 1978. Extensive monitoring of lakes in the greater Sudbury area 1974-76. *Min. de l'Env. de l'Ont. Rapp. techn.*, Sudbury, Ontario. 40 p. + annexes.
- Conseil national de recherches Canada, 1981. Acidification dans l'environnement aquatique au Canada : critères scientifiques pour évaluer les effets du dépôt acide sur les écosystèmes aquatiques. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement. *Public. CNRC n° 18476*. 377 p.
- Cowell, D.W.; Lucas, A.E.; Rubec, C.D.A., 1980. The development of an ecological sensitivity rating for acid precipitation impact assessment. *Direction générale des terres, Environnement Canada, document de travail n° 10*. Ottawa, Ontario.
- Cox, E.T., 1978. Counts and measurements of Ontario lakes. *Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. Rapport inédit*. 114 p.
- Cronan, C.S.; Schofield, C.L., 1979. Aluminum leaching response to acid precipitation: effects on high-elevation watersheds in the northeast. *Science* 204:304-306.
- Dennis, D.G., 1974a. Waterfowl observations during the nesting season in Precambrian and clay belt areas of north-central Ontario. Pages 53-56 dans Boyd, H. éd. *Études sur les oiseaux aquatiques dans l'est du Canada, 1969-73*. *Serv. can. de la faune. Série de rapp. n° 29*. 105 p.
- Dennis, D.G., 1974b. Breeding pair surveys of waterfowl in southern Ontario. Pages 45-52 dans Boyd, H. éd. *Études sur les oiseaux aquatiques dans l'est du Canada, 1969-73*. *Serv. can. de la faune. Série de rapp. n° 29*. 105 p.
- Dermott, R.; Kelso, J.R.M.; Douglas, A., 1986. The benthic fauna of 41 acid sensitive headwater lakes in north central Ontario. *Water, Air, Soil Pollut.* 28:283-292.
- DesGranges, J.-L.; Darveau, J., 1985. Effect of lake acidity and morphology on the distribution of aquatic birds in southern Quebec, Holarctic *Ecol.* 8:181-190.
- DesGranges, J.-L.; Rodrigue, J., 1986. Influence of acidity and competition with fish on the development of ducklings in Québec. *Water, Air, Soil Pollut.* 30:743-750.
- Dillon, P.J.; Jeffries, D.S.; Snyder, W.R.; Reid, R.; Yan, N.D., 1978. Acidic precipitation in south-central Ontario: recent observations. *J. de l'Off. des rech. sur les pêch. du Can.* 35:809-815.
- Dillon, P.J.; Jeffries, D.S.; Scheider, W.A.; Yan, N.D., 1980. Some aspects of acidification in southern Ontario. Pages 212 et 213 dans Drablos, D. et Tollan, A. éd. *Compte rendu : Int. Conf. on Ecological Impact of Acid Precipitation. Projet SNSF, Sandefjord, Norvège*. 383 p.
- Dillon, P.J.; Yan, N.D.; Harvey, H.H., 1984. Acidic deposition: effects on aquatic ecosystems. *Crit. Rev. Environ. Control* 13(3):167-194.
- Dzubin, A., 1969. Assessing breeding populations of ducks by ground counts. Pages 278-280 dans *Saskatoon wetlands seminar, Serv. can. de la faune. Série de rapp. n° 6*. 262 p.
- Eadie, J.M.; Keast, A., 1982. Do goldeneye and perch compete for food? *Oecologia* 55:225-230.
- Eilers, J.M.; Glass, G.E.; Webster, K.E.; Rogalla, J.A., 1983. Hydrologic control of lake susceptibility to acidification. *J. can. des sc. hal. et aquat.* 40:1896-1904.
- Eriksson, M.O.G., 1976. Food and feeding habits of downy Goldeneye (*Bucephala clangula* (L.)) ducklings. *Ornis Scand.* 7:159-169.
- Eriksson, M.O.G., 1978. Lake selection by Goldeneye ducklings in relation to the abundance of food. *Wildfowl* 29:81-85.
- Eriksson, M.O.G., 1979. Competition between freshwater fish and Goldeneyes (*Bucephala clangula*) for common prey. *Oecologia* 41:99-107.
- Eriksson, M.O.G., 1983. The role of fish in the selection of lakes by non-piscivorous ducks: Mallard, Teal and Goldeneye. *Wildfowl* 34:27-32.
- Eriksson, M.O.G., 1984. Acidification of lakes: effects on waterbirds in Sweden. *Ambio* 13:260-262.
- Eriksson, M.O.G., 1985. Prey detectability for fish-eating birds in relation to fish density and water transparency. *Ornis Scand.* 16:1-7.
- Eriksson, M.O.G., 1986. Reproduction of Black-throated Diver (*Gavia arctica*) in relation to fish density in oligotrophic lakes in southwestern Sweden. *Ornis Scand.* 17:245-248.
- Eriksson, M.O.G.; Henrikson, L.; Nilsson, B.L.; Nyman, G.; Oscarson, H.G.; Stenson, A.E.; Larsson, K., 1980. Predator-prey relations important for the biotic changes in acidified lakes. *Ambio* 9:248-249.
- Eriksson, M.O.G.; Henrikson, L.; Oscarson, H.G., 1986. La sauvagine et l'acidification — certains aspects (en suédois). *Var Fagelvard* 39:163-166.
- Erskine, A.J., 1971. Buffleheads, *Serv. can. de la faune. Série de monogr. n° 4*. 240 p.
- ESSA (Environmental and Social Systems Analysts Ltd) 1986. Brown waters: Relative importance of external and internal sources of acidification on catchment biota — A review of existing knowledge. *Rapport rédigé pour Environnement Canada et le ministère des Pêches et Océans*, 85 p.
- Fraser, D.; Morton, J.K., 1983. Aquatic plants in Lake Superior Provincial Park in relation to water chemistry. *Can. Field-Nat.* 97:181-186.
- Fraser, D.; Morton, J.K.; Jui, P.Y., 1986. Aquatic vascular plants in Sibley Provincial Park in relation to water chemistry and other factors. *Can. Field-Nat.* 100:15-21.
- Fraser, G.A.; Harvey, H.H., 1984. Effects of environmental pH on the ionic composition of the white sucker (*Catostomus commersoni*) and pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*). *J. can. de zool.* 62:249-259.
- Freda, J.; Dunson, W.A., 1985. Field and laboratory studies of ion balance and growth rates of ranid tadpoles chronically exposed to low pH. *Copeia* 1985:414-423.
- Frenette, J.-J.; Richard, Y.; Moreau, G., 1986. Fish responses to acidity in Québec: a review. *Water, Air, Soil Pollut.* 30:461-475.
- Galbraith, M.G., 1967. Size-selective predation on Daphnia by rainbow trout and yellow perch. *Trans. Am. Fish. Soc.* 96:1-10.
- Gilinsky, E., 1984. The role of fish predation and spatial heterogeneity in determining benthic community structure. *Ecology* 65:455-468.
- Gilmer, D.S.; Ball, I.J.; Cowardin, L.W.; Reichmann, J.H.; Tester, J.R., 1975. Habitat use and home range of Mallards breeding in Minnesota. *J. Wildl. Manage.* 39:781-789.
- Gollop, J.B.; Marshall, W.H., 1954. A guide for aging duck broods in the field. *Miss. Flyway Council. Tech. Sect. Rep.* 14 p.
- Gorham, E.; Detenbeck, N.E., 1986. Sulphate in bog waters: a comparison of ion chromatography with MacKereth's cation-exchange technique and a revision of earlier views on cause of bog acidity. *J. Ecol.* 74:899-903.
- Gorham, E.; Gordon, A.G., 1963. Some effects of smelter pollution upon aquatic vegetation near Sudbury, Ontario. *J. can. de bot.* 41:371-378.
- Gorham, E.; Bayley, S.E.; Schindler, D.W., 1984. Ecological effects of acid deposition upon peatlands: a neglected field in "acid-rain" research. *J. can. des sc. hal. et aquat.* 41:1256-1268.
- Grahn, O.H.; Hultbert, H.; Landner, L., 1974. Oligotrophication — a self-accelerating process in lakes subjected to excessive supply of acid substances. *Ambio* 3:93-94.
- Gunn, J.M., 1982. Acidification of Lake Trout (*Salvelinus namaycush*) Lakes near Sudbury, Ontario. Page 351 dans Johnson, R.E. éd. *Acid Rain/Fisheries. Compte rendu : Int. Symp. on Aquatic Precipitation and Fishery Impacts in Northeastern North America*. American Fisheries Society, Cornell Univ. Ithaca, New York, 357 p.
- Gunn, J.M.; Keller, W., 1984. Spawning site water chemistry and lake trout (*Salvelinus namaycush*) sac fry survival during snow melt. *J. can. des sc. hal. et aquat.* 41:319-329.
- Haines, T.A., 1981. Acidic precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: a review. *Trans. Am. Fish. Soc.* 110:669-707.
- Haines, T.A.; Hunter, M.L., 1982. Waterfowl and their habitat: threatened by acid rain? Pages 177-188 dans *Fourth International Waterfowl Symposium, Ducks Unlimited*. New Orleans, La. 265 p.
- Hall, D.J.; Cooper, W.E.; Werner, E.E., 1970. An experimental approach to the production dynamics and structure of freshwater animal communities. *Limnol. Oceanogr.* 15:839-928.
- Harvey, H.H., 1975. Fish populations in a large group of acid-stressed lakes. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 19:2406-2417.
- Harvey, H.H., 1982. Population responses of fish in acidified waters. Pages 227-244 dans Johnson, R.E. éd. *Acid Rain/Fisheries. — Compte rendu : Int. Symp. on Acidic Precipitation and Fishery Impacts in Northeastern North America*. American Fisheries Society, Cornell Univ. Ithaca, New York, 357 p.
- Harvey, H.H.; Lee, C., 1982. Historical fisheries changes related to surface water pH changes in Canada. Pages 45-56 dans Johnson, R.E. éd. *Acid Rain/Fisheries — Compte rendu : Int. Symp. on Acidic Precipitation and Fishery Impacts in Northeastern North America*. American Fisheries Society, Cornell Univ. Ithaca, New York, 357 p.
- Hellquist, C.B., 1980. Correlation of alkalinity and the distribution of Potamogeton in New England. *Rhodora* 82:331-344.

Hendrey, G.R.; Baalsrud, K.; Traaen, T.S.; Laake, M.; Raddum, G., 1976. Acid precipitation: some hydrobiological changes. *Ambio* 5:224-227.

Hendry, R.; Galloway, J.N.; Norton, S.A.; Schofield, C.L.; Burns, D.A.; Schoffer, D.W., 1980. Sensitivity of the eastern United States to acid precipitation impacts on surface waters. Pages 216 et 217 dans Drablos, D. et Tollan, A. éd. *Compte rendu: Int. Conf. on Ecological Impact of Acid Precipitation*. Projet SNSF, Sandefjord, Norvège. 383 p.

Henriksen, A., 1982. Susceptibility of surface waters to acidification. Pages 103-124 dans Johnson, R.E. éd. *Acid Rain/Fisheries — Compte rendu: Int. Symp. on Acidic Precipitation and Fishery Impacts in North-eastern North America*. American Fisheries Society, Cornell Univ. Ithaca, New York. 357 p.

Henriksen, L.; Oscarson, H.G., 1978. Fish predation limiting abundance and distribution of *Glaucocorisca p. propinqua*. *Oikos* 31:102-105.

Hill, M.O., 1979a. TWINSPAN-A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. *Ecology and Systematics*, Cornell Univ., Ithaca, New York.

Hill, M.O., 1979b. DECORANA-A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. *Ecology and Systematics*, Cornell Univ., Ithaca, New York.

Hill, M.O.; Gauch, H.G., 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42:47-58.

Holtze, K.E., 1983. Effects of pH and ionic strength on aluminum toxicity to early developmental stages of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Min. de l'Env. de l'Ont.*, rapport technique. 39 p.

Holtze, K.E.; Hutchinson, N.J., 1987. Biological effects of acidification XII. Comparative tolerance of six native Ontario fish species to hydrogen and Al concentration. *Sous presse*. *Water, Air, Soil Pollut.*

Hrbacek, J.; Dvorakova, M.; Korinek, V.; Prochazkova, L., 1961. Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 14:192-195.

Hunter, M.L.; Jones, J.J.; Gibbs, K.E.; Morning, J.R., 1986. Duckling responses to lake acidification: do black ducks and fish compete? *Oikos* 47:26-32.

Hurlbert, S.H.; Mulla, M.S., 1981. Impacts of mosquitofish (*Gambusia affinis*) predation on plankton communities. *Hydrobiologia* 83:125-151.

Hutchinson, T.C.; Havas, M., 1986. Recovery of previously acidified lakes near Coniston, Canada following reductions in atmospheric sulfur and metal emissions. *Water, Air, Soil Pollut.* 28:319-333.

Hutchinson, T.C.; Whitby, L.M., 1977. The effects of acid rainfall and heavy metal particulates on a boreal forest ecosystem near the Sudbury smelting region of Canada. *Water, Air, Soil Pollut.* 7:421-438.

IEC Beak., 1985. Utilisation de modèles trophiques et de la structure des communautés planctoniques pour déterminer les effets de l'acidité et de facteurs environnementaux particuliers sur la chaîne alimentaire dans les lacs du Québec. Vol. I et II, Rapport final préparé à l'intention de Pêches et Océans et du Service canadien de la faune, Québec.

Jeffries, D.S., 1984. Atmospheric deposition of pollutants in the Sudbury area. Pages 117-154 dans Nriagu, J.O. éd. *Environmental impacts of smelters*. John Wiley & Sons, New York, New York. 608 p.

Jeffries, D.S., 1986. Évaluation de l'acidification régionale dans les lacs de l'est du Canada d'après les proportions ioniques. *Institut national de recherche sur les eaux*. Série de contrib., n° 86-79. 19 p.

Jeffries, D.S.; Cox, C.M.; Dillon, P.J., 1979. Depression of pH in lakes and streams in central Ontario during snowmelt. *J. de l'Off. des rech. sur les pêch. du Can.* 36:640-646.

Jeffries, D.S.; Snyder, W.R., 1981. Atmospheric deposition of heavy metals in central Ontario. *Water Air Soil Pollut.* 14:133-157.

Kaplan, E.; Thode, H.C.; Protas, A., 1981. Rocks, soils, and water quality. Relationships and implications for effects of acid precipitation on surface water in the northeastern United States. *Environ. Sci. Technol.* 15:539-544.

Keller, W.; Pitblado, J.R., 1986. Water quality changes in Sudbury area lakes: a comparison of synoptic surveys in 1974-1976 and 1981-1983. *Water Air Soil Pollut.* 29:285-296.

Kelso, J.R.M.; Minns, C.K., 1982. Current status of lake acidification and its effect on the fishery resources in Canada. Pages 69-82 dans Johnson, R.E. éd. *Acid Rain/Fisheries — Compte rendu: Int. Symp. on Acidic Precipitation and Fishery Impacts in Northeastern North America*. American Fisheries Society, Cornell Univ. Ithaca, New York. 357 p.

Kelso, J.R.M.; Minns, C.K.; Gray, J.E.; Jones, M.L., 1986a. Acidification of surface waters in Eastern Canada and its relationship to aquatic biota. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 87. 42 p.

Kelso, J.R.M.; Minns, C.K.; Lipsit, J.H.; Jeffries, D.S., 1986b. Head-water lake chemistry during the spring freshet in north-central Ontario. *Water Air Soil Pollut.* 29:245-259.

Kerekes, J.J., 1980. Preliminary characterization of three lake basins sensitive to acid precipitation in Nova Scotia, Canada. Pages 232 et 233 dans Drablos, D. et Tollan, A. éd. *Compte rendu: Int. Conf. on Ecological Impact of Acid Precipitation*. Projet SNSF, Sandefjord, Norvège. 383 p.

Kerekes, J.J.; Howell, G.; Pollock, T., 1984. Problems associated with sulphate determination in colored, humic waters in Kejimikujik National Park, Nova Scotia (Canada). *Verh. Int. Ver. Limnol.* 22:1811-1817.

Kerekes, J.; Beauchamp, S.; Tordon, R.; Pollock, T., 1986. Sources of sulphate and acidity in wetlands and lakes in Nova Scotia. *Water Air Soil Pollut.* 31:207-214.

Kramer, J.R., 1976. Geochemical and lithological factors in acid precipitation. Pages 611-618 dans Proc. of the 1st Int. Symp. on Acid. Precipitation and the Forest Ecosystem. U.S. Dep. Agric. For. Serv. Gen. Tech. Rep. NE-23.

Kwiatkowski, R.E.; Roff, J.C., 1976. Effects of acidity on phytoplankton and primary production of selected northern Ontario Lakes. *J. can. de bot.* 54:2546-2561.

Langlois, T.H., 1929. Breeding habits of the northern dace. *Ecology* 10:161-163.

Lemly, A.D.; Smith, R.J.F., 1985. Effects of acute exposure to acidified water on the behavioral response of fathead minnows, *Pimephales promelas*, to chemical feeding stimuli. *Aquat. Toxicol.* 6:25-36.

Lynch, M.; Shapiro, J., 1981. Predation, enrichment, and phytoplankton community structure. *Limnol. Oceanogr.* 26:86-102.

Macan, T.T., 1965. Predation as a factor in the ecology of water bugs. *J. Anim. Ecol.* 34:691-698.

MacCrimmon, H.R.; Wren, C.D.; Gots, B.L., 1983. Mercury uptake by lake trout (*Salvelinus namaycush*) relative to age, growth, and diet in Tademeac Lake with comparative data from other Precambrian Shield Lakes. *J. can. des sc. hal. et aquat.* 40:114-120.

Magnuson, J.J.; Baker, J.P.; Rahel, E.J., 1984. A critical assessment of effects of acidification on fisheries in North America. *Phil. Trans. R. Soc. London* 305:501-516.

McAuley, D.G., 1986. Ring-necked duck productivity in relation to wetland acidity: nest success, duckling diet and survival. *Mémoire de maîtrise ès sciences*, Univ. du Maine, Orono, Maine. 71 p.

Mémorandum d'intention, 1983. Mémorandum déclaratif d'intention concernant la pollution atmosphérique transfrontière. Rapport final, janvier.

Menendez, R., 1976. Chronic effects of reduced pH on brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *J. de l'Off. des rech. sur les pêch. du Can.* 33:118-123.

Mills, K., 1984. Fish population responses to experimental acidification of a small Ontario lake. Pages 117-132 dans Hendrey, G.R. éd. *Early biotic responses to advancing lake acidification*, (Acid Precipitation series Vol. 6), Butterworth Publishers, Boston.

Mills, K., 1985. Responses of Lake Whitefish (*Coregonus clupeaformis*) to fertilization of Lake 226, the Experimental Lakes Area. *J. can. des sc. hal. et aquat.* 42:129-138.

Mills, K.; Chalanchuk, S.M.; Mohr, L.C.; Davies, I.J., 1987. Responses of fish populations in Lake 223 to eight years of experimental acidification. *Sous presse*. *J. can. des sc. hal. et aquat.*

Mills, K.H.; Schindler, D.W., 1986. Biological indicators of lake acidification. *Water Air Soil Pollut.* 30:779-789.

Ministère de l'Environnement, 1978. Water management — Goals, policies, objectives, and implementation procedures of the Ministry of the Environment. *Min. de l'Env. de l'Ont. Rapp. techn.* 67 p.

Ministère de l'Environnement, 1979. Determination of the susceptibility to acidification of poorly buffered surface waters. *Min. de l'Env. de l'Ont. Rapp. techn.* 21 p.

Ministère de l'Environnement, 1979. Manuel de méthodes analytiques. Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Ottawa, Ontario, Canada.

Ministère de l'Environnement, 1985. Acid sensitivity of lakes in Ontario — 1985. *Min. de l'Env. de l'Ont. Rapp. techn.* 23 p.

Minns, C.K., 1981. Acid rain: a preliminary estimate of the risk to Ontario's inland fisheries. *Can. Ms. Rep. Fish. Aquat. Sci.* No. 1622.

Moreau, G.; Barbeau, C., 1983. Zinc, manganese and strontium in opercula and scales of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) as indicators of lake acidification. *J. can. des sc. hal. et aquat.* 40:1685-1691.

Mossberg, P.; Nyberg, P., 1979. Bottom fauna of small acid forest lakes. *Inst. de rech. sur les eaux douces*, (Drottningholm) Suède. Rapport n° 58:77-87.

Mount, D.I., 1973. Chronic effect by low pH on fathead minnow survival, growth and reproduction. *Water Res.* 7: 987-993.

Muniz, J.P.; Leivestad, H., 1980. Acidification effects on freshwater fish. Pages 84-92 dans Drablos, D. et Tollan, A. éd., *Compte rendu: Int. Conf. on Ecological Impact of Acid Precipitation*. Projet SNSF, Sandefjord, Norvège. 383 p.

Murphy, S.M.; Kessel, B.; Vining, L.J., 1984. Waterfowl populations and limnologic characteristics of taiga ponds. *J. Wildl. Manage.* 48:1156-1163.

Neville, C.M., 1985. Physiological response of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri*, to acid and aluminum — prediction of field responses from laboratory data. *J. can. des sc. hal. et aquat.* 42:2004-2019.

Nilsson, S.G.; Nilsson, I.N., 1978. Breeding bird community densities and species richness in lakes. *Oikos* 31:214-221.

Northcote, T.G.; Walters, C.J.; Hume, J.M.B., 1978. Initial impacts of experimental fish introductions on the macrozooplankton of small oligotrophic lakes. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 20:2003-2012.

Nyholm, N.E.I., 1981. Evidence of involvement of aluminum in causation of defective formation of eggshells and of impaired breeding in wild passerine birds. *Environ. Res.* 26:368-371.

Nyholm, N.E.I.; Myhrberg, H.E., 1977. Severe eggshell defects and impaired reproductive capacity in small passerines in Swedish Lapland. *Oikos* 29:335-341.

Oliver, B.G.; Thurman, E.M.; Malcolm, R.L., 1983. The contribution of humic substances to the acidity of colored natural waters. *Geochim. Cosmochim. Acta* 47:2031-2035.

Ormerod, S.J.; Tyler, S.J.; Lewis, J.M.S., 1985. Is the breeding distribution of Dippers influenced by stream acidity? *Bird Study* 32:32-39.

Ormerod, S.J.; Allinson, N.; Hudson, D.; Tyler, S.J., 1986. The distribution of breeding Dippers (*Cinclus cinclus*), in relation to stream acidity in upland Wales. *Freshwater Biol.* 16:501-507.

Packer, R.K.; Dunson, W.A., 1972. Anoxia and sodium loss associated with the death of brook trout at low pH. *Comp. Biochem. Physiol.* 41:17-26.

Patterson, J.H., 1976. The role of environmental heterogeneity in the regulation of duck populations. *J. Wildl. Manage.* 40:22-32.

Pfeiffer, M.H.; Festa, P.J., 1980. Acidity status of lakes in the Adirondack region of New York in relation to fish resources. *Prog. Rep. N.Y. State Dep. Environ. Conserv.*, Albany, N.Y.

Pitblado, J.R.; Keller, W.; Conroy, N.I., 1980. A classification and description of some northeastern Ontario lakes influenced by acid precipitation. *J. Great Lakes Res.* 6:247-257.

Plan nord-américain de gestion de la sauvagine, Stratégie de collaboration, 1986. Rapport final du Plan nord-américain de gestion de la sauvagine. Service canadien de la faune, U.S. Fish and Wildlife Service. 21 p.

Pope, G.F.; Carter, J.C.H.; Power, G., 1973. The influence of fish on the distribution of *Chaoborus* spp. (Diptera) and density of larvae in the Matameck River System, Québec. *Trans. Am. Fish. Soc.* 102:707-714.

Post, J.R.; Cucin, D., 1984. Changes in the benthic community of a small precambrian lake following the introduction of yellow perch, *Perca flavescens*. *J. can. des sc. hal. et aquat.* 41:1496-1501.

Potvin, P.; Grimard, Y., 1983. Étude de la qualité du milieu aquatique de 67 lacs à sauvagine de la région de Schefferville, Québec. Service de la qualité des eaux, ministère de l'Environnement, Québec. Rapport PA-8. *Environoq* 840074. 153 p. et annexes.

Pough, F.H.; Wilson, R.E., 1977. Acid precipitation and reproductive success of *Ambystoma* salamanders. *Water Air Soil Pollut.* 7:307-316.

Rahel, F.J., 1984. Factors structuring fish assemblages along a bog lake successional gradient. *Ecology* 65:1276-1289.

Rahel, F.J., 1986. Biogeographic influences on fish species composition of northern Wisconsin lakes with applications for lake acidification studies. *J. can. des sc. hal. et aquat.* 43:124-134.

Rahel, F.J.; Magnuson, J.J., 1983. Low pH and the absence of fish species in naturally acidic Wisconsin lakes: inferences for cultural acidification. *J. can. des sc. hal. et aquat.* 40:3-9.

Rask, M., 1984a. The effect of low pH on perch, *Perca fluviatilis* L. II. The effect of acid stress on different development stages of perch. *Ann. Zool. Fenn.* 21:9-13.

Rask, M., 1984b. The effect of low pH on perch, *Perca fluviatilis* L. III. The perch population in a small, acidic, extremely humic forest lake. *Ann. Zool. Fenn.* 21:15-22.

Reinecke, K.; Owen, R., 1980. Food use and nutrition of black ducks nesting in Maine. *J. Wildl. Manage.* 44:549-558.

Robinson, G.D.; Dunson, W.A.; Wright, J.E.; Mamolito, G.E., 1976. Differences in low pH tolerance among strains of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *J. Fish. Biol.* 8:5-17.

Rodrigue, J.; DesGranges, J.-L., 1986. Étude de la qualité du milieu aquatique et des composantes biologiques de 81 lacs à sauvagine du Québec méridional. *Sous presse: Service de la qualité des eaux, ministère de l'Environnement, Québec.*

Ross, R.K., 1985. Helicopter vs. ground surveys of waterfowl in the boreal forest. *Wildl. Soc. Bull.* 13:153-157.

Ross, R.K., 1987. Rapport provisoire sur les dénombrements de couples reproducteurs d'oiseaux aquatiques dans le nord de l'Ontario, de 1980 à 1983. *Sous presse*. *Serv. can. de la faune, Cahier de biologie.*

Ross, R.K.; Dennis, D.G.; Butler, G., 1984. Évolution de la population des cinq espèces de canard les plus répandues dans le sud de l'Ontario, de 1971 à 1976. Pages 24-28 dans Curtis, S.G., Dennis, D.G. et Boyd, H. éd. *Études sur les oiseaux aquatiques en Ontario, de 1973 à 1981*. Service can. de la faune. *Public. hors série n° 54*. 71 p.

Rowe, J.S., 1972. Les régions forestières du Canada. *Serv. can. des forêts*. *Publ. n° 1300*. 171 p. + carte.

Ryan, P.M.; Harvey, H.H., 1980. Growth responses of yellow perch, *Perca flavescens*, to lake acidification in the La Cloche Mountain Lakes of Ontario. *Environ. Biol. Fishes* 5:97-108.

Scheider, W.A.; Jeffries, D.S.; Dillon, P.J., 1979. Effects of acidic precipitation on Precambrian freshwaters in southern Ontario. *J. Great Lakes Res.* 5:45-51.

Schindler, D.W.; Hesslein, R.H.; Wagemann, R.; Broecker, W.S., 1980. Effects of acidification on mobilization of heavy metals and radionuclides from sediments of a lake. *J. can. des sc. hal. et aquat.* 37:373-377.

Schindler, D.W.; Turner, M.A., 1982. Biological, chemical and physical responses of lakes to experimental acidification. *Water Air Soil Pollut.* 18:259-271.

Schindler, D.W.; Mills, K.H.; Malley, D.F.; Findlay, D.L.; Shearer, J.A.; Davies, I.J.; Turner, M.A.; Lindsey, G.A.; Cruikshank, D.R., 1985. Long-term ecosystem stress: the effects of years of experimental acidification on a small lake. *Science* 228: 1395-1401.

Schofield, C.L., 1976. Acid precipitation: effects on fish. *Ambio* 5:228-230.

Scott, W.B.; Crossman, E.J., 1974. Poissons d'eau douce du Canada. *Office des rech. sur les pêch. du Can. Bull. n° 184*, Ottawa, Canada. 1026 p.

Semkin, R.G.; Jeffries, D.S.; Neureuther, R., 1984. Relationships between hydrological conditions and the ionic composition of stream waters in the Turkey Lakes Watershed. *Turkey Lakes Watershed Unpub. Rep. Ser. TLW-84-05*. 13 p.

Shilts, W.W., 1981. Sensibilité de la roche en place aux précipitations acides: modifications dues aux phénomènes glaciaires. *Commission géologique du Canada, Rapport* 81-14. 7 p. + cartes.

Siegel, S., 1956. Non-parametric statistics for the behavioral sciences. *McGraw-Hill Book Co.*, Toronto, Ontario. 312 p.

Sjors, H., 1950. On the relation between vegetation and electrolytes in north Swedish mires. *Oikos* 2:241.

Sneath, H.A.; Sokal, R.R., 1973. Numerical taxonomy: the principles and practice of numerical classification. *W.H. Freeman and Co.*, San Francisco, Calif. 573 p.

Sokal, R.R.; Rohlf, F.J., 1981. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. *W.H. Freeman and Co.*, San Francisco, Calif. 776 p.

Somers, K.M.; Harvey, H.H., 1984. Alteration of fish communities in lakes stressed by acid deposition and heavy metals near Wawa, Ontario. J. can. des sc. hal. et aquat. 41:20-29.

Spencer, C.N.; King, D.L., 1984. Role of fish in regulation of plant and animal communities in eutrophic ponds. J. can. des sc. hal. et aquat. 41:1851-1855.

Statistical Analysis System Institute Inc., 1982. SAS user's guide: Statistics, 1982 Edition. SAS Institute Inc., Cary, North Carolina. 584 p.

Stephenson, M.; Mackie, G.L., 1986. Lake acidification as a limiting factor in the distribution of the freshwater amphipod (*Hyalella azteca*). J. can. des sc. hal. et aquat. 43:288-292.

Suns, K.; Curry, C.; Russell, D., 1980. The effects of water quality and morphometric parameters on mercury uptake by yearling perch. Min. de l'Env. de l'Ont. Rapp. techn. LTS80-1, Toronto, Ontario. 16 p.

Swanson, G.A.; Meyer, M.L., 1973. The role of invertebrates in the ecology of Anatidae during the breeding season. Pages 143-184 dans Compte rendu : Waterfowl Habitat Management Symposium, Moncton, Nouveau-Brunswick.

Swanson, G.A.; Krapu, G.L.; Serie, J.T., 1979. Foods of laying dabbling ducks on breeding grounds, Pages 47-57 dans Brookhout, T.A. réd., Waterfowl and wetlands — an integrated review, LaCrosse Printing Co., La Crosse, Wisc.

Tallman, R.F.; Mills, K.H.; Rotter, R.G., 1984. The comparative ecology of pearl dace (*Semotilus margarita*) and fathead minnow (*Pimephales promelas*) in lake 114, the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario, with an appended key to the cyprinids of the Experimental Lakes Area. Can. Ms. Rep. Fish. Aquat. Sci. N° 1756. 27 p.

Thompson, M.E.; Hutton, M.B., 1985. Sulfate in lakes of eastern Canada: calculated yields with measured wet and dry deposition. Water Air Soil Pollut. 24:77-83.

Thorpe, J.H., 1986. Two distinct roles for predators in freshwater assemblages. Oikos 47:75-82.

Tonn, W.M., 1985. Density compensation in *Umbra-Perca* fish assemblages of northern Wisconsin lakes. Ecology 66:415-429.

Tonn, W.M.; Magnuson, J.J., 1982. Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin lakes. Ecology 63:1149-1166.

Trojan, J.R., 1977. Egg hatchability and tolerance of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) fry to low pH. J. de l'Off. des rech. sur les pêch. du Can. 34:574-579.

Veith, G.D.; Call, D.J.; Brooke, L.T., 1983. Structure-toxicity relationships for the fathead minnow, *Pimephales promelas*: narcotic industrial chemicals. J. can. des sc. hal. et aquat. 40:743-748.

Verry, E.S., 1981. Acidity of lakes and impoundments in North-central Minnesota. North Central Forest Experiment Station, Res. Note NC-273, St. Paul, Minn.

Vollenweider, R.; Kerekes, J., 1982. Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. Organisation de coopération et de développement économique, Paris, France. 154 p.

von Ende, C.N., 1979. Fish predation, interspecific predation and the distribution of two *Chaoborus* species. Ecology 60:119-128.

Watt, W.D.; Scott, C.D.; White, W.J., 1983. Evidence of acidification of some Nova Scotian rivers and its impact on Atlantic salmon (*Salmo salar*). J. can. des sc. hal. et aquat. 40:462-473.

Weiderholm, T.; Eriksson, L., 1977. Benthos of an acid lake. Oikos 29:261-267.

Weir, J.S., 1972. Diversity and abundance of aquatic insects reduced by introduction of the fish *Clarias gariepinus* to pools in central Africa. Biol. Conserv. 4:169-175.

Wellein, E.G.; Lumsden, H.G., 1964. Northern forests and tundra. Pages 67-76 dans Linduska, J.P. réd., Waterfowl tomorrow, U.S. Gov. Printing Office, Washington, D.C.

Wells, L., 1970. Effects of alewife predation on zooplankton populations in Lake Michigan. Limnol. Oceanogr. 15:556-565.

Werner, E.E.; Hall, D.J., 1974. Optimal foraging and the size selection of prey by the bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). Ecology 55:1042-1052.

Wile, I.; Miller, G., 1983. The macrophyte flora of 46 acidified and acid-sensitive soft water lakes in Ontario. Min. de l'Env. de l'Ont. Rapp. techn. 35 p.

Wile, I.; Miller, G.E.; Hitchin, G.C.; Yan, N.D., 1985. Species composition and biomass of the macrophyte vegetation of one acidified and two acid-sensitive lakes in Ontario. Can. Field-Nat. 99:308-312.

Wishart, D., 1969. An algorithm for hierarchical classifications. Biometrics 25:165-170.

Wright, R.F.; Gjessing, E.T., 1976. Acid precipitation: changes in the chemical composition of lakes. Ambio 5:219-223.

Wright, R.F.; Snekvik, E., 1978. Acid precipitation: chemistry and fish populations in 700 lakes in southernmost Norway. Verh. Int. Ver. Limnol. 20:765-775.

Yan, N.D.; Miller, G.E., 1984. Effects of deposition of acids and metals on chemistry and biology of lakes near Sudbury, Ontario. Pages 243-282 dans Nriagu, J.O. réd., Environmental impacts of smelters, John Wiley & Sons, Toronto, Ontario. 608 p.

Zaret, T.M., 1980. Predation and freshwater communities. Yale University Press, New Haven, Conn.

Zischke, J.A.; Arthur, J.W.; Nordli, K.J.; Hermanutz, R.O.; Standen, D.A.; Henry, T.P., 1983. Acidification effects on macroinvertebrates and fathead minnows (*Pimephales promelas*) in outdoor experimental channels. Water Res. 17:47-63.

Autres publications hors série

N° 1

Les oiseaux protégés au Canada en vertu de la Loi sur la Convention concernant les oiseaux migrateurs, 4e éd. Bilingual publication. N° de cat. CW69-1/1. Publ. en 1957, rév. en 1980.

N° 2

Noms des oiseaux du Canada. Noms français, anglais et scientifiques. Bilingual publication. N° de cat. CW69-1/2. Publ. en 1957, rév. en 1972.

N° 3

Use of aerial surveys by the Canadian Wildlife Service, par D.A. Benson. Épuisé. N° de cat. CW69-1/3. Publ. en 1963, réimp. en 1966.

N° 4

Queen Elizabeth Islands game survey, 1961, par J.S. Tener. N° de cat. CW69-1/4. Publ. en 1963, réimp. en 1972.

N° 5

Age determination in the polar bears, par T.H. Manning. N° de cat. CW69-1/5. Publ. en 1964, réimp. en 1973.

N° 6

A wildlife biologist looks at sampling, data processing and computers, par D.A. Benson. Épuisé.

N° 7

Preliminary report on the effects of phosphamidon on bird populations in New Brunswick, par C.D. Fowle. Épuisé.

N° 8

Birds of Nova Scotia-New Brunswick border region, par G.F. Boyer. N° de cat. CW69-1/8. Publ. en 1966, réimp. en 1981.

N° 9

Effects of dietary methylmercury on Ring-necked Pheasants, with special reference to reproduction, par N. Fimreite. N° de cat. R69-1/9. Publ. en 1971.

N° 10

Trends in populations of barren-ground caribou over the last two decades: a re-evaluation of the evidence, par G.R. Parker. N° de cat. CW69-1/10. Publ. en 1971, réimp. en 1972.

N° 11

The Canada migratory game bird hunting permit and related surveys, par D.A. Benson. N° de cat. R69-1/11. Publ. en 1971.

N° 12

Observations on duck hunting in eastern Canada in 1968 and 1969, par H.J. Boyd. N° de cat. R69-1/12. Publ. en 1971.

N° 13

Evaluation of ecological effects of recent low water levels in the Peace-Athabasca Delta, par H.J. Dirschl. N° de cat. CW69-1/13. Publ. en 1972.

N° 14

The Great Cormorants of eastern Canada, par A.J. Erskine. N° de cat. CW69-1/14. Publ. en 1972.

N° 15

Distribution of barren-ground caribou harvest in north-central Canada, par G.R. Parker. N° de cat. CW69-1/15. Publ. en 1972.

N° 16

Bird migration forecasts for military air operations, par H. Blokpoel. N° de cat. CW69-1/16. Publ. en 1973.

N° 17

Waterfowl populations on the Peace-Athabasca Delta, 1969 and 1970, par D.J. Nieman et H.J. Dirschl. N° de cat. CW69-1/17. Publ. en 1973.

N° 18

Gammarus predation and the possible effects of *Gammarus* and *Chaoborus* feeding on the zooplankton composition in some small lakes and ponds in western Canada, par R.S. Anderson et L.G. Raasveldt. N° de cat. CW69-1/18. Publ. en 1974.

N° 19

A summary of DDE and PCB determinations in Canadian birds, 1969 to 1972, par M. Gilbertson et L. Reynolds. N° de cat. CW69-1/19. Publ. en 1974.

N° 20

Development of a simulation model of Mallard Duck populations, par C.J. Walters, R. Hilborn, E. Oguss, R.M. Peterman et J.M. Stander. N° de cat. CW69-1/20. Publ. en 1974.

N° 21

Use of museum specimens in toxic chemical research, par A.M. Rick. N° de cat. CW69-1/21. Publ. en 1975.

N° 22

Impoundments for waterfowl, par W.R. Whitman. N° de cat. CW69-1/22. Publ. en 1976.

N° 23

Minimizing the dangers of nesting studies to raptors and other sensitive species, par R.W. Fyfe et R.R. Olenдорff. N° de cat. CW69-1/23. Publ. en 1976.

N° 24

Waterfowl damage to Canadian grain: current problems and research needs, par L.G. Sugden. N° de cat. CW69-1/24. Publ. en 1976.

N° 25

Census techniques for seabirds of arctic and eastern Canada, par D.N. Nettleship. N° de cat. CW69-1/25. Publ. en 1976.

N° 26

Notes on the present status of the polar bear in James Bay and Belcher Islands area, par Charles Jonkel, Pauline Smith, Ian Stirling et George B. Kolenosky. N° de cat. CW69-1/26. Publ. en 1976.

N° 27

Limnological and planktonic studies in the Waterton Lakes, Alberta, par R. Stewart Anderson et Roderick B. Green. N° de cat. CW69-1/27. Publ. en 1976.

N° 28

Birds and mammals of the Belcher, Sleeper, Ottawa, and King George Islands, Northwest Territories, par T.H. Manning. N° de cat. CW69-1/28. Publ. en 1976.

N° 29

Developments in PPS sampling — Impact on current research, par A.R. Sen. N° de cat. CW69-1/29. Publ. en 1976.

N° 30

Dynamics of snowshoe hare populations in the Maritime Provinces, par Thomas J. Wood et Stanley A. Munroe. N° de cat. CW69-1/30. Publ. en 1977.

N° 31

Migration and population dynamics of the Peace-Athabasca Delta gold-eye population, par D.B. Donald et A.H. Kooyman. N° de cat. CW69-1/31. Publ. en 1977.

N° 32

The effects of fire on the ecology of the Boreal Forest, with particular reference to the Canadian north; a review and selected bibliography, par John P. Kelsall, E.S. Telfer et Thomas D. Wright. N° de cat. CW69-1/32. Publ. en 1977.

N° 33

The ecology of the polar bear (*Ursus maritimus*) along the western coast of Hudson Bay, par Ian Stirling, Charles Jonkel, Pauline Smith, Richard Robertson et Dale Cross. N° de cat. CW69-1/33. Publ. en 1977.

N° 34

Canvasback habitat use and production in Saskatchewan parklands, par Lawson G. Sugden. N° de cat. CW69-1/34. Publ. en 1978.

- N° 35
The diets of muskoxen and Peary caribou on some islands of the Canadian High Arctic, par Gerald R. Parker.
N° de cat. CW69-1/35. Publ. en 1978.
- N° 36
Observations of Mallards in the parkland of Alberta, par Michael F. Sorenson.
N° de cat. CW69-1/36. Publ. en 1978.
- N° 37
The wildlife valuation problem: A critical review of economic approaches, par William A. Langford et Donald J. Cocheba.
N° de cat. CW69-1/37. Publ. en 1978.
- N° 38
Spatial changes in waterfowl habitat, 1964-74 on two land types in the Manitoba Newdale Plain, par G.D. Adams et G.G. Gentle.
N° de cat. CW69-1/38. Publ. en 1978.
- N° 39
Patterns of pelagic distribution of seabirds in western Lancaster Sound and Barrow Strait, Northwest Territories, in August and September 1976, par D.N. Nettleship et A.J. Gaston.
N° de cat. CW69-1/39. Publ. en 1978.
- N° 40
Responses of Peary caribou and muskoxen to helicopter harassment, par Frank L. Miller et Anne Gunn.
N° de cat. CW69-1/40. Publ. en 1979.
- N° 41
Des communautés aviennes du parc national de la Mauricie, Québec, par J.-L. DesGranges. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/41F. Publ. en 1979.
- N° 42
Études écologiques de la population d'ours blancs dans le nord du Labrador, par Ian Stirling et H.P.L. Kiliaan. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/42F. Publ. en 1980.
- N° 43
Méthodes de recensement des marmettes, espèce *Uria* : une approche unifiée, par T.R. Birkhead et D.N. Nettleship. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/43F. Publ. en 1980.
- N° 44
Études écologiques des populations d'ours blancs dans le sud-est de l'île Baffin, par Ian Stirling, Wendy Calvert et Dennis Andriashek. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/44F. Publ. en 1980.
- N° 45
Les polynies dans l'Arctique canadien, par Ian Stirling et Holly Cleator (rédacteurs). Also available in English.
N° de cat. CW69-1/45F. Publ. en 1981.
- N° 46
Les Petites Oies blanches de l'est de l'Arctique canadien, par H. Boyd, G.E.J. Smith et F.G. Cooch. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/46F. Publ. en 1982.
- N° 47
Répartition et abondance des phoques dans la partie orientale de la mer de Beaufort, 1974-1979, par Ian Stirling, Michael Kingsley et Wendy Calvert. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/47F. Publ. en 1983.
- N° 48
Le comportement alimentaire de caribou de Peary selon les conditions de la neige et de la glace du printemps, par F.L. Miller, E.J. Edmonds et A. Gunn. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/48F. Publ. en 1982.
- N° 49
Étude de quelques techniques importantes d'échantillonnage de la faune, par A.R. Sen. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/49F. Publ. en 1982.
- N° 50
Réglementation intensive de la chasse aux canards en Amérique du Nord : but et réalisations, par Hugh Boyd. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/50F. Publ. en 1983.
- N° 51
Dimension humaine de la chasse aux oiseaux-gibier migrateurs au Canada, par Fernand L. Filion et Shane A.D. Parker. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/51F. Publ. en 1984.
- N° 52
Éléments de la mortalité attribuable à la chasse chez le canard, par G.S. Hochbaum et C.J. Walters. Also available in English.
- N° 53
Interprétation des relevés aériens d'oiseaux de mer: certains effets du comportement, par A.J. Gaston et G.E.J. Smith. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/53F. Publ. en 1984.
- N° 54
Étude sur les oiseaux aquatiques en Ontario, de 1973 à 1981, par S.G. Curtis, D.G. Dennis et H. Boyd, réd. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/54F. Publ. en 1985.
- N° 55
Prises déclarées de canards, d'oies et de bernaches au Canada et aux États-Unis, de 1974 à 1982, par H. Boyd. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/55F. Publ. en 1985.
- N° 56
La dynamique des populations de Huards à collier (*Gavia immer*) et les eaux contaminées au mercure dans le nord-ouest de l'Ontario, par J.F. Barr. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/56F. Publ. en 1986.
- N° 57
Les Goélands à bec cerclé en Ontario: une nouvelle espèce problème, par H. Blokpoel et G.D. Tessier. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/57F. Publ. en 1986.
- N° 58
Les oiseaux de la vallée de Creston et du sud-est de la Colombie-Britannique, par Robert W. Butler, Brian G. Stushnoff et Edward McMackin. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/58F. Publ. en 1986.
- N° 59
Estimation de la densité des oiseaux en mer et de la proportion des oiseaux en vol à partir des dénombrements effectués sur des transects de largeur indéterminée, par A.J. Gaston, E.T. Collins, A.W. Diamond. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/59F. Publ. en 1987.
- N° 60
Dénombrements de populations reproductrices d'oiseaux aquatiques dans les provinces de l'Atlantique, par Anthony J. Erskine. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/60F. Publ. en 1987.
- N° 61
Dénombrement de Petites Oies blanches dans les îles Southampton et de Baffin, T.N.-O., en 1979, par A. Reed, P. Dupuis, G.E.J. Smith. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/61F. Publ. en 1987.

Canada