

Record Number: 760

Author, Monographic: Jones, H. G.//Ouellet, M.//Leclerc, M.//Cluis, D.//Couture, P.//Potvin, L.
Sochanski, W.//Sochanski, J.

Author Role:

Title, Monographic: Productivité biologique des eaux du lac Saint-Jean

Translated Title:

Reprint Status:

Edition:

Author, Subsidiary:

Author Role:

Place of Publication: Québec

Publisher Name: INRS-Eau

Date of Publication: 1979

Original Publication Date:

Volume Identification:

Extent of Work: xii, 614

Packaging Method: pages incluant un annexe

Series Editor:

Series Editor Role:

Series Title: INRS-Eau, Rapport de recherche

Series Volume ID: 76

Location/URL:

ISBN: 2-89146-070-7

Notes: Rapport annuel 1979-1980

Abstract: 50.00\$

Call Number: R000076

Keywords: rapport/ ok/ dl

PRODUCTIVITE BIOLOGIQUE DES EAUX
DU LAC SAINT-JEAN

par

JONES, H. Gérald
LECLERC, Michel
OUELLET, Marcel
POTVIN, Lise
COUTURE, Pierre
CLUIS, Daniel
SOCHANSKA, Wanda
et SOCHANSKI, Jerzy

INRS-Eau
Université du Québec
C.P. 7500, Sainte-Foy
Québec GIV 4C7

Rapport scientifique No 76

1979

La couverture de ce rapport reproduit une image du lac Saint-Jean obtenue par un des satellites Landsat, le 31 juillet 1977, dans la bande MSS6 (longueur d'onde captée : .7 à .8 μm). On estime, en général, que cette bande spectrale représente bien les grands patrons de distribution des pigments de la photosynthèse du phytoplancton (voir le chapitre 7, figure 7.14). Cette image traduit bien l'hétérogénéité qui caractérise les eaux du lac due aux nombreux tributaires de différentes qualités qui l'alimentent et à la rapidité de son renouvellement.

ISBN 2-89146-070-7

DEPOT LEGAL 1979

Tous droits de traduction, de reproduction et d'adaptation réservés

© 1979 - Institut national de la recherche scientifique

Conquis par le Piékouagami et
désireux de dissiper son mystère,
nous livrons ce document à celle
qui veille à son respect la po-
pulation jeannoise.

REMERCIEMENTS

L'équipe tient à remercier sincèrement tous les organismes qui ont rendu possible la réalisation de cette recherche: d'abord, l'Institut national de la recherche scientifique pour sa contribution institutionnelle en termes d'encouragement, de financement, de ressources humaines et logistiques, de locaux et d'équipement; le ministère de l'Education du Québec qui, par son programme de financement FCAC (Formation de chercheurs et action concertée), a permis la mise en oeuvre et le soutien du projet; le ministère de l'Environnement qui a participé aux programmes d'échantillonnage, fourni un soutien logistique, réalisé des analyses en laboratoire et subventionné l'édition du présent rapport; au Conseil de recherche en Sciences naturelles et Génie du Canada pour son encouragement financier à certains membres de l'équipe et au Ministère de la main-d'oeuvre du Canada (programme PIL) qui nous a permis d'engager des ressources humaines pour les campagnes d'échantillonnage.

Plus spécifiquement, les auteurs tiennent à exprimer leur plus grande reconnaissance à l'équipe nombreuse des participants et collaborateurs (voir page ii) qui, sur le terrain, en laboratoire ou dans les bureaux ont rendu possible cette expérience interdisciplinaire exhaltante.

Nos remerciements vont également à la population du lac Saint-Jean et du Saguenay qui nous a soutenu par son intérêt, sa confiance et son hospitalité. Nous souhaitons que le présent ouvrage s'avérera à la mesure de son attente.

Michel Leclerc
Editeur
pour: l'équipe

LISTE DES PARTICIPANTS ET COLLABORATEURS A LA REALISATION DE CE RAPPORT

Michaud, J. : : géographe, Ministère de l'Environnement

Cantin, M. : : professionnel, INRS-Eau

Bisson, M. : : agent de recherche, INRS-Eau

Bachand, C.-A. : : assistant de recherche, SEBJ

Joly, J.-L. : : assistant de recherche, INRS-Eau

Poulin, P. : : assistant de recherche, INRS-Eau

Parent, A. : : technicien en art graphique, INRS-Eau

Bordeleau-Geoffroy, M. : : technicienne en laboratoire, INRS-Eau

Veilleux, B. : : technicien en laboratoire, INRS-Eau

Boisvert, P. : : technicien en laboratoire, INRS-Eau

Coulombe, L. : : aide technique, Lac Saint-Jean

Tremblay, G. : : aide technique, Lac Saint-Jean

Tremblay, S. : : aide technique, Lac Saint-Jean

Dubé, N. : : secrétaire, INRS-Eau

Hudon, G. : : secrétaire, INRS-Eau

Goulet, M. : : étudiant et assistant de recherche, INRS-Eau

TABLE DES MATIERES
GENERALE DU RAPPORT

	<u>PAGE</u>
REMERCIEMENTS	i
LISTE DES PARTICIPANTS ET COLLABORATEURS A LA REALISATION DE CE RAPPORT	ii
TABLE DES MATIERES	iii
AVANT-PROPOS	v
CHAPITRE 1 SYNTHESE Michel Leclerc et Pierre Couture	1.1
CHAPITRE 2 ASPECTS GEOGRAPHIQUES DU BASSIN HYDROGRAPHIQUE DU LAC SAINT-JEAN EN FONCTION DE LA QUALITE DU MILIEU AQUATIQUE Lise Potvin	2.1
CHAPITRE 3 EVALUATION DES APPORTS EN SUBSTANCES NUTRITIVES (AZOTE ET PHOSPHORE) DANS LE BASSIN DU LAC SAINT-JEAN Daniel Cluis et Lise Potvin	3.1
CHAPITRE 4 QUELQUES CARACTERISTIQUES LIMNO-PHYSIQUES DU LAC SAINT-JEAN Michel Leclerc	4.1
CHAPITRE 5 LA LIMNOLOGIE CHIMIQUE DU LAC SAINT-JEAN ET SES TRIBUTAIRES H. Gérald Jones	5.1

	<u>PAGE</u>
CHAPITRE 6	
ETUDE DU DYNAMISME D'UN SYSTEME OUVERT (LAC SAINT-JEAN) A L'AIDE DE DEUX INDICATEURS BIOLOGIQUES: LE POTENTIEL DE FERTILITE ET LA DETERMINATION DES CONCENTRATIONS EN CHLOROPHYLLE	
Pierre Couture	6.1
CHAPITRE 7	
APPLICATION TECHNIQUE DE LA TELEDETECTION AUX ETUDES LIMNOLOGIQUES DU LAC SAINT-JEAN	
Wanda Sochanska et Jerzy Sochanski	7.1
CHAPITRE 8	
GEOCHIMIE ET PALEOLIMNOLOGIE DU LAC SAINT-JEAN	
Marcel Ouellet	8.1
ANNEXE A	
LOCALISATION DES STATIONS D'ECHANTILLONNAGE DU LAC SAINT-JEAN ET DE SES TRIBUTAIRES - ANNEES 1974, 1975 et 1976	A.1

AVANT-PROPOS

Le présent rapport, concernant les eaux du lac Saint-Jean, fait suite à cinq années d'études et de recherches. C'est en 1973 qu'un groupe de jeunes chercheurs de l'INRS-Eau ont pressenti la nécessité d'accroître les connaissances limnologiques des grands lacs du Québec afin d'en établir les bases d'une saine gestion.

Bien que ce rapport n'ait pas la prétention de traiter de l'ensemble des problèmes associés, tant aux aspects théoriques que pratiques de la productivité biologique des grandes masses d'eau québécoises, il constitue, à l'échelle de nos moyens, une amorce significative dans le domaine de l'aménagement du territoire québécois. Cette contribution à la limnologie québécoise est comparable à plusieurs autres travaux du même genre effectués récemment par des chercheurs de sociétés et de cultures dites développées.

Le choix du lac Saint-Jean découle d'un constat; une population régionale dont l'activité va en s'accroissant vit en interaction étroite avec cette grande masse d'eau. Cette interaction se traduit au niveau économique, social, récréatif et même culturel. A ce point de vue, le lac Saint-Jean représente une ressource vitale devant être protégée et gérée rationnellement. En effet, la sur-utilisation de cet écosystème, en fonction des multiples usages de l'eau (rejets urbains, agricoles et industriels, exploitation forestière et hydro-électrique, récréation intensive, etc.), est de plus en plus évidente. Le lac Saint-Jean constituant donc un réservoir à fins multiples, les divers usages de l'eau sont très souvent conflictuels.

Ailleurs dans les pays industrialisés, les exemples sont nombreux où des lacs ont été mis en péril en raison d'un manque de prévoyance ou d'actions correctrices inadéquates. Certains grands lacs américano-canadiens, tel l'Erié, en particulier, ont subi des torts presque irréversibles. Cette prise de conscience a contribué à nourrir l'appréhension des auteurs du présent rapport relativement à l'état du lac Saint-Jean.

On ne saurait passer sous silence les nombreuses difficultés et frustrations ressenties par les auteurs de ce rapport. Le cheminement des études s'est souvent heurté aux effets découlant de l'absence d'une vraie politique de recherche québécoise. L'absence de planification à différents paliers, les restrictions physiques et financières ainsi que le manque de personnel ont parfois affecté l'efficacité de l'ensemble des travaux.

Il est à espérer que les efforts consentis seront des plus profitables en fonction de l'aménagement du territoire et que la nouvelle politique québécoise de la recherche scientifique, en voie d'élaboration, facilitera la tâche à ceux qui continueront à oeuvrer dans le domaine de la ressource hydrique.

TABLE DES MATIERES
DE LA SYNTHESE

	<u>PAGE</u>
TABLE DES MATIERES	ix
LISTE DES TABLEAUX	xi
LISTE DES FIGURES	xii
CHAPITRE 1 PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS	1.3
1.1 Remarques préliminaires	1.4
CHAPITRE 2 CADRE BIOPHYSIQUE	1.6
CHAPITRE 3 ACTIVITES HUMAINES et USAGE DE L'EAU	1.9
3.1 La population	1.9
3.2 L'agriculture et l'élevage	1.9
3.3 L'exploitation forestière	1.10
3.4 L'industrie	1.10
3.5 La récréation	1.12
3.6 Les usages conflictuels	1.12

	<u>PAGE</u>
CHAPITRE 4 LES PROCESSUS LIMNOLOGIQUES	1.13
4.1 Le comportement physique et physico-chimique des eaux	1.13
4.2 Le comportement des oligo-éléments et des éléments majeurs	1.15
4.3 Variations des valeurs	1.16
4.4 L'équilibre ionique et les corrélations physico- chimiques	1.17
4.5 Dynamique des éléments majeurs	1.18
4.6 Dynamique des eaux du lac	1.20
4.7 Bilan des éléments majeurs	1.20
4.8 Le comportement des éléments nutritifs	1.21
4.9 Le comportement biologique primaire	1.24
4.10 Le comportement des sédiments superficiels	1.27
4.11 Histoire paléolimnologique	1.28
CHAPITRE 5 LA PROBLEMATIQUE DE L'ENRICHISSEMENT DES EAUX	1.29
5.1 Le facteur limitatif	1.31
5.2 Le "niveau trophique" du lac Saint-Jean	1.33

LISTE DES TABLEAUX

	<u>PAGE</u>
1.1 Répartition des apports en azote et des concentrations typiques annuelles dans les principaux tributaires du lac Saint-Jean	1.43
1.2 Répartition des apports en phosphore et des concentrations typiques annuelles dans les principaux tributaires du lac Saint-Jean	1.44

LISTE DES FIGURES

	<u>PAGE</u>
1.1 Tributaires du lac Saint-Jean	1.45
1.2 Localisation des stations d'échantillonnage du lac Saint-Jean et de ses tributaires pour les années 1974, 1975 et 1976	1.46

SYNTHESE

par Michel Leclerc et Pierre Couture

1. PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS

Dans un document conjoint préparé par l'INRS-Eau et l'Université du Québec à Chicoutimi¹ (INRS - UQAC, 1973), qui portait sur le lancement d'un programme de recherche limnologique des eaux du lac Saint-Jean, on y retrouve formulés la problématique et les objectifs généraux qui ont guidé depuis 1974 les efforts de l'équipe et ont conduit à la rédaction du présent rapport.

Un premier point porte sur le besoin d'expertise², à la fois en personnes et en connaissances, sur les eaux des lacs du Québec particulièrement celles, peu minéralisées, du bouclier précambrien; un deuxième point a trait au danger de mise en péril³ de l'équilibre écologique (vieillesse accélérée) du lac Saint-Jean qui a une importance socio-économique régionale particulière. Enfin, le même document identifiait la nécessité d'associer la population régionale par un processus de conscientisation à la nature, à l'importance et au devenir de la ressource-eau du lac Saint-Jean.

La publication du présent rapport est un témoignage de cette préoccupation qui s'est manifestée souvent depuis 1974 par un contact prudent mais

¹ Faute de crédits et des conditions nécessaires à un plein épanouissement de cette collaboration souhaitable, l'INRS a dû mener à terme seul cette recherche.

² Le document en question (INRS-Eau - UQAC, 1973) prenait appui sur l'importance de l'eau au Québec, le retard québécois dans la recherche limnologique par rapport au Canada et à plusieurs nations du monde et enfin sur la faiblesse chronique de notre connaissance des eaux du lac Saint-Jean. D'autres documents [demandes de subventions aux programmes de Formations de chercheurs et d'action concertée: FCAC, Jones (1974)] ont élaboré beaucoup plus tard sur l'aspect biophysique et géochimique particulier des bassins versants du bouclier précambrien.

³ Cet aspect de la problématique prend appui sur la prise de conscience dans plusieurs pays industrialisés des problèmes d'eutrophisation apparemment irréversibles de leurs lacs les plus importants, spécialement quelques Grands-Lacs d'Amérique du Nord (Erié, Ontario, Michigan...).

continu avec la population dans les médias d'information ou sur les tribunes. C'est donc principalement en fonction de ces éléments que seront élaborées cette synthèse et les recommandations pertinentes à la gestion du lac Saint-Jean. Les objectifs de cette étude sont donc:

- d'accroître la connaissance limnologique du lac Saint-Jean, principalement en fonction des processus physiques, chimiques et biologiques;
- de développer quelques aspects de la problématique du lac ayant trait spécialement à la productivité biologique des eaux, à leur taux de vieillissement (eutrophisation) et à l'importance relative des multiples facteurs humains et naturels reliés à ce phénomène;
- d'informer la population.

Dans la poursuite de ces objectifs, le fonctionnement interdisciplinaire faisant appel à une approche autant que possible intégrée des multiples contributions scientifiques, a été privilégié. Le lecteur verra donc apparaître tout au long des chapitres des références implicites ou explicites aux autres chapitres, fruit de nombreuses discussions qui ont marqué le cheminement scientifique du groupe.

La présente étude est le fruit d'une entreprise interdisciplinaire qui s'est étalée de 1974 à 1978, les deux premières années ayant été consacrées surtout aux opérations d'échantillonnage du milieu et à la mise à l'épreuve de certaines hypothèses et les années suivantes, aux multiples interprétations et à la rédaction du présent rapport.

1.1 Remarques préliminaires

Deux remarques générales s'imposent à prime abord: l'une s'applique au titre, l'autre au contenu, en référence surtout à ce qui ne s'y trouve pas.

A la lecture du titre, le lecteur s'attendra peut être à retrouver dans le texte un contenu ichtyologique, c'est-à-dire portant sur les poissons.

Malheureusement, tel n'était pas le but du travail ainsi que nous le verrons plus loin. La portée biologique de ce rapport se situe au niveau de la biomasse des maillons inférieurs de la chaîne alimentaire, c'est-à-dire les producteurs primaires ou les décomposeurs lesquels incorporent, par les mécanismes de photosynthèse ou de chemosynthèse, l'énergie vitale de l'ensemble de l'écosystème. Quant aux poissons, d'autres équipes, entre autres celle du Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche du gouvernement du Québec, en ont fait leur principal champ d'investigation et nous voulions éviter un dédoublement d'effort.

La deuxième remarque recoupe la première en ce qu'elle porte sur les exclusions du rapport. Comme l'étude porte sur la problématique du lac Saint-Jean, le lecteur s'attendra à y voir traitées les multiples questions de pollution et les problèmes qui y sont associés, par exemple: la contamination bactériologique et la fermeture des plages à la baignade. Encore là, le lecteur pourra ressentir une certaine déception mais l'énoncé des objectifs qui suit exposera, à sa satisfaction, nous l'espérons, les motifs de nos choix. Pour ce qui est du cas cité (bactéries vs baignade), les Services de protection de l'environnement s'en chargeaient déjà avant l'amorce de nos travaux et, encore là, il n'était pas de notre intention de répéter leur travail.

Sans entrer trop longuement dans les détails méthodologiques qui sont élaborés dans chacun des chapitres, mentionnons un aspect particulier du fonctionnement interdisciplinaire qui a trait au concept de système. Cette démarche particulière a fourni aux chercheurs de l'équipe un langage et des modes de représentation qui ont souvent permis de réconcilier les écarts de perception des phénomènes qui sont le propre des différences entre les disciplines scientifiques. Les principales opérations de base étaient:

- d'identifier et de définir les systèmes étudiés, exemple: les systèmes physiques et bio-écologiques;
- de préciser leurs limites et leurs interactions;

- de choisir les variables déterminantes de chaque sous-système;
- de repérer et de quantifier les flux de matières correspondants et d'en faire les bilans;
- d'obtenir des représentations caractérisant les différents sous-systèmes soit instantanées mais étendues dans l'espace, ou encore, des images ponctuelles mais dynamiques et enfin,
- de traduire ces informations en fonction des propriétés globales du système.

C'est donc souvent à travers des discussions à caractère épistémologiques (méthode) que le groupe a réussi à franchir maintes barrières de langage disciplinaire et à communiquer dans un but commun.

2. CADRE BIOPHYSIQUE

Le lac Saint-Jean couvre une superficie de 1053 km² à la latitude 48° et à la longitude 72° ouest, soit dans la partie méridionale du moyen nord du Québec (figure 1.1). Sise à une altitude de 97 m la cuvette du lac s'est formée dans une dépression du bouclier canadien qui formait à une époque antérieure (postglaciaire) un appendice maritime (mer de Laflamme: II - 3.3)¹ de la mer Champlain. Lors du rehaussement isostatique de la croûte terrestre postérieur au recul des glaciers, ce milieu salin devint, avec le retrait de la mer, milieu lacustre. L'effet le plus spectaculaire qui en est résulté a été l'adaptation remarquable de certaines composantes de l'écosystème, en particulier celle de la Ouananiche (Salmo salar ouananiche) qui, comme son nom l'indique, était auparavant un saumon anadrome.

¹ Cette numérotation que l'on retrouvera ici et là dans le texte de la synthèse réfère au chapitre et à la section de l'ensemble du rapport d'où proviennent les informations exhaustives sur le sujet.

Avec ses 73,000 km₂, au confluent de la Petite et de la Grande Décharge, le bassin versant du lac Saint-Jean est considérable (IV: 3.1). Ses principaux affluents, la Chamouchouane, la Mistassini et la Péribonca prennent leur source loin au nord vers le 52ième parallèle et sont alimentés par des bassins de forme étroite et allongée (figure 1.1). La partie défrichée du bassin versant, où se déroulent la plupart des activités humaines, comprend 8% de la superficie totale; elle se situe dans la zone des basses-terres qui forme une enclave dans le bouclier canadien. Quant à la majeure partie du territoire restant (92%), elle est recouverte par la forêt boréale typique de cette région.

Le bassin versant du lac Saint-Jean produit un ruissellement superficiel moyen de 1467 m³/s sur une base interannuelle (IV: 3.2). Cet apport hydrologique s'achemine vers le lac en empruntant des vallées caractérisées par de multiples ruptures de pentes (chutes, rapides) d'où un énorme potentiel énergétique. Les débits sont donc fortement influencés mensuellement par l'opération des multiples ouvrages d'emmagasinement pour des fins de production d'hydro-électricité. Du point de vue de l'écosystème, des effets multiples en résultent. Ce sont: l'aliénation des frayères, l'érosion des berges, des perturbations au régime sédimentologique, l'inondation permanente de sols arables pour ne mentionner que ceux-là. La grande disponibilité d'énergie à bon marché a d'autre part permis une croissance rapide des industries de ressources primaires qui, ajoutées à la croissance démographique, sont devenues des sources de menaces pour le milieu aquatique du lac et de ses affluents.

Le bassin se partage en deux zones topographiques principales: les basses-terres du lac et les hautes-terres du bouclier canadien (II: 3.1). Ces deux zones ont une composition géologique spécifique qui ne manquera pas de façonner la qualité physico-chimique de base des eaux. Les hautes-terres sont formées principalement de roches cristallines, acides, peu altérables et peu solubles. Ainsi, la majeure partie des eaux qu'on y retrouvera auront une tendance à l'acidité et à une faible minéralisation (II: 3.2.1). A un degré moindre, on y remarque aussi, dans la partie est, des roches moins

résistantes à l'érosion et plus altérables (anorthosite) qui pourraient influencer les teneurs en calcium des eaux qui y circulent (II: 3.2.1). Dans les basses-terres du lac, les roches sédimentaires formées de calcaire et de schiste argileux prédominant et pourraient, dans une certaine mesure, contribuer à augmenter les teneurs en calcium des petits affluents du lac (II: 3.2.2). Quant aux dépôts meubles, ils exerceront une influence sur la qualité de l'eau, particulièrement en ce qui a trait à sa turbidité dans les bassins où les dépôts d'argile et de limon seront abondants (II: 3.3).

Le climat est une composante du milieu biophysique de cet écosystème qui est à la fois influencée par le lac et est à l'origine de comportements spécifiques au sein de celui-ci. Ainsi, le climat est plus tempéré sur le pourtour du lac (basses-terres) et aussi moins susceptible aux écarts de température. Les vents, considérés comme dominants du sud-ouest ou du nord-ouest (II: 3.5.2), selon les saisons, exercent une influence importante sur le lac, particulièrement sur ses mécanismes de mélange et de courants et sur sa température (IV: 4.2).

Le lac Saint-Jean est, en général, peu profond avec ses 63 m de profondeur maximale et ses 11 m de profondeur moyenne. En effet, près de 25% de la superficie totale a une profondeur ne dépassant pas les 3 m et 40% ne dépasse pas 6 m (IV: 4.3). Le volume du lac, 11.9 km³, étalé sur une grande superficie semi-circulaire de 1,000 km² (plutôt ovale) prête flanc aux vents dominants de l'ouest; ainsi, son fetch¹ atteint une valeur de 40.6 km (IV: 4.2).

¹ Longueur pondérée du lac dans l'axe dominant du vent.

3. ACTIVITES HUMAINES et USAGE DE L'EAU

3.1 La population

Selon les statistiques de 1971, la population du territoire du bassin versant a été estimée à 103,300 habitants dont 61% était considérée comme urbaine (II: 4.1); 65% de la population totale était desservie par un réseau collecteur d'égouts. Ces rejets sans traitement d'eaux usées sanitaires constituent une cause importante de contamination bactériologique en plus de contribuer à l'enrichissement des eaux du lac en substances nutritives (azote, phosphore). Ceux-ci sont à l'origine de problèmes éventuels pour l'écosystème et certains usages de l'eau.

3.2 L'agriculture et l'élevage

L'agriculture constitue une activité économique de base importante au lac Saint-Jean, en particulier dans la zone des basses-terres. Caractérisée surtout par la production laitière, elle occupait en 1971 un territoire de 1717 km² pour 1871 fermes (II: 4.2.1). Le bassin comptait à l'époque 81,500 bovins totaux, 19,300 porcs, 436,000 volailles, 6,500 moutons et 564 chevaux. Les cultures sont évidemment complémentaires de ce type de production et on retrouve surtout des fourrages et des céréales. Les principaux sous-bassins du lac Saint-Jean¹ pour l'agriculture sont ceux des rivières Ticouapé, Belle Rivière, Bédard et Mistouc. Ticouapé occupe sans contredit le premier rang en importance. Les conséquences des pratiques agricoles sur les cours d'eaux se manifestent de diverses façons: les engrais chimiques ou organiques sont en partie lessivés vers les cours d'eau provoquant un enrichissement en substances nutritives et, éventuellement, une contamination bactériologique (II: 4.2.2). L'usage de pesticides contribue aussi, mais plus subtilement, à la détérioration des cours d'eau en accroissant leur potentiel de toxicité. L'enrichissement des eaux en substances nutritives est probablement la plus grave des répercussions de ces pratiques et cette question fera l'objet d'un traitement spécifique plus loin dans cette synthèse.

¹ Voir la figure 1.1 ou 2.4 pour la représentation du réseau hydrographique.

3.3 L'exploitation forestière

L'exploitation des forêts et l'industrie du bois et de ses dérivés constituent le principal moteur de l'économie régionale avec plus de 5,000 travailleurs y oeuvrant. La vocation du bassin du lac Saint-Jean est donc surtout papetière; 972,700 cunits de bois résineux ont été coupés dans les trois plus grands sous-bassins du lac en 1974-1975 (II: 4.3). L'exploitation forestière a profité substantiellement des possibilités de transport du bois par flottage qui se perpétue encore de nos jours (sur la rivière Péribonca principalement) mais dont la tendance est heureusement à la baisse. Les effets du flottage du bois sont probablement parmi les plus dommageables des pratiques forestières, car leur influence se manifeste sur l'ensemble du cours d'eau porteur. Les effets se font sentir par l'accumulation des débris d'écorces sur le lit du cours d'eau et l'aliénation de frayères; on remarque aussi l'augmentation de solides en suspension et en solution qui affectent les fonctions vitales de la faune aquatique, en particulier la respiration. Enfin, cette pratique constitue une nuisance au plein usage du milieu hydrique.

3.4 L'industrie

Quatre grands secteurs composent l'industrie manufacturière de la région: les pâtes et papier, l'aluminium, le bois de sciage, les produits alimentaires.

Le secteur des pâtes et papier (II: 4.5.1) comporte 4 usines (Alma, Dolbeau, Desbiens et Saint-Félicien, cette dernière ouverte en 1978). Celles-ci produisent du papier journal, de la pâte au bisulfite, de la pâte mécanique et de la pâte kraft et emploient plus de 2000 travailleurs. Constituant un apport économique primordial pour la région, elles n'en demeurent pas moins des sources importantes de pollution de l'eau (particulièrement les vieilles usines). Ainsi, les rejets d'effluents apportent aux milieux récepteurs (rivières et lac) des substances toxiques variées, des solides en suspension, des charges importantes de DBO et DCO (demande d'oxygène) et provoquent parfois une augmentation de la température de l'eau. Tous ces facteurs interfèrent avec les différents mécanismes biologiques de l'écosys-

tème aquatique, soit au niveau de la respiration, de la reproduction, de l'alimentation ou d'autres et provoquent ainsi des stress auxquels les organismes biologiques n'arrivent pas toujours à s'adapter. L'exemple le plus éloquent de détérioration de la qualité du milieu nous est fourni par la société Domtar à Dolbeau. Par ailleurs, on ne peut que se réjouir de l'aboutissement du projet d'usine maintenant en opération à Saint-Félicien. Bien qu'on doive conserver un doute sur le bien-fondé de localiser une telle installation à l'amont du lac Saint-Jean, on doit souligner les efforts déployés pour réduire au minimum la pollution et la contrôler rigoureusement.

Quant à la production d'aluminium, son importance économique est majeure dans la région. Son impact direct sur le milieu aquatique du lac Saint-Jean est négligeable puisque l'usine d'Alma est localisée à l'aval. C'est indirectement que des répercussions se font sentir; en effet, cette production nécessite de grandes quantités d'énergie et l'édification du complexe hydro-électrique du bassin de la rivière Saguenay a été mis en oeuvre pour satisfaire cette demande.

L'industrie du bois est complémentaire de celle des pâtes et papier; ses résidus sont employés soit pour la fabrication de la pâte chimique (copeaux), soit pour la production de chaleur (combustion des écorces, etc.). Trente scieries employant près de 1800 travailleurs opèrent dans la région et on remarque, entre elles, des installations parmi les plus modernes en Amérique du Nord (Abitibi-Price à l'Ascension du Sacré-Coeur). Ici encore, les répercussions sur le milieu aquatique se font sentir et on peut les assimiler à celles mentionnées pour l'industrie des pâtes et papier. En effet, c'est surtout au stade de l'approvisionnement en matière première, soit la coupe et le transport par flottage, qu'elles se retrouvent.

L'industrie agro-alimentaire (II: 4.5.3) est relativement prospère au lac Saint-Jean et sa structure de fonctionnement constitue un fleuron du mouvement coopératif du Québec. Centrée sur les productions animales, on peut la considérer selon deux volets, celui de la production et celui de la transformation. Nous n'allons traiter que de la deuxième partie pour le moment, car la première fait l'objet d'un traitement plus élaboré à la fin

de cette synthèse. Cette industrie emploie (en 1975) 753 personnes réparties ainsi: 254 dans les produits laitiers, 173 dans les viandes et 313 dans les produits divers (moules, pain, etc.). Surtout présente dans le bassin de la rivière Bédard, elle se situe donc à l'aval du lac Saint-Jean et ses impacts sur ce dernier s'en trouvent diminués d'autant. Les eaux usées de ces industries sont parfois une source de contamination importante des cours d'eau: demande d'oxygène (DBO), substances nutritives et bactéries s'y retrouvent souvent en quantité appréciable.

3.5 La récréation

Parmi les multiples usages liés à l'existence de cette mer intérieure qu'est le lac Saint-Jean, la récréation et le tourisme sont certainement les plus près de la population. Toute la gamme des activités et des ressources du milieu s'y retrouvent: pêche sportive, baignade, plages, marathon de nage, navigation de plaisance motorisée ou à voile, villégiature, camping, etc... Certes important, l'apport économique de ces activités n'en constitue cependant pas le seul intérêt et la culture régionale comporte des valeurs qui sont au centre de son image de marque; la "Ouananiche" a ainsi une réputation qui dépasse de loin les frontières de la région et même du pays.

3.6 Les usages conflictuels

Parmi les multiples usages des ressources en eau de la région, la récréation met singulièrement en évidence les nombreux conflits actuels ou potentiels qui originent de leur pratique simultanée. Ces conflits entre utilisations "douces" et "dures" justifient des interventions de plus en plus nombreuses et coûteuses des pouvoirs publics afin de perpétuer leur existence respective. Le "cas de l'usine de pâte kraft de Saint-Félicien" est éloquent à cet égard. Mais le bon sens et la modération dans l'engagement des fonds publics mettent en lumière un besoin accru de prévention dans la pratique des usages de l'eau, particulièrement au stade de la conception de nouveaux ouvrages. La prévision des répercussions environnementales des projets, la considération d'alternatives plus rationnelles, des contrôles

sévères de localisation et d'opération, etc..., sont autant de pratiques modernes que le dynamisme et l'accroissement de l'activité collective de la région de même que les nouvelles lois rendront obligatoires.

4. LES PROCESSUS LIMNOLOGIQUES

Cet aspect de l'étude a porté sur la connaissance des processus physico-chimiques, chimiques et biologiques dans les tributaires, le lac lui-même et ses deux décharges. Les principaux objectifs poursuivis étaient entre autres de décrire le comportement du milieu et d'évaluer le bilan de quelques éléments chimiques du système. La définition du niveau trophique qui est complémentaire à ces deux objectifs fera l'objet d'un traitement spécifique ultérieur. Les données proviennent des mesures effectuées sur les échantillons d'eau prélevés entre le mois de juin 1974 et septembre 1976 (V: 1).

4.1 Le comportement physique et physico-chimique des eaux

Certaines caractéristiques physiques et physico-chimiques sont considérées ici parmi les aspects physiques. Le comportement thermique et le renouvellement des eaux du lac retiendront notre attention. Certains éléments, comme la superficie du bassin versant et son régime hydrologique, le volume, la profondeur et l'exposition aux vents du plan d'eau, ont été rapportés précédemment. Nous traiterons, de plus, dans cette section, de certains paramètres physico-chimiques comme les caractéristiques optiques, la conductivité, le pH et l'oxygène dissous.

Le régime thermique (IV: 5.1.2) est caractéristique des lacs fortement influencés par le vent. La thermocline étant très profonde (entre 11 et 25 m, de juillet à septembre), la majeure partie des eaux se retrouvent dans la couche supérieure (épilimnion) et peuvent éventuellement participer, en tant que support et véhicule des substances nutritives, aux mécanismes associés à la production primaire. La température de l'épilimnion est relativement homogène (~18°C) à partir de la fin de juillet jusqu'au milieu de septembre. Par la suite, le processus de refroidissement graduel du lac s'amorce.

Le temps de séjour moyen des eaux (IV: 5.2.1) dans le lac est de 93 jours (~3 mois). Cette caractéristique de pouvoir se renouveler rapidement à cause des apports hydrologiques stables et considérables peut être désavantageuse dans la mesure où la qualité de l'eau du lac sera liée à la qualité des eaux apportées par les crues ou encore lors de pratiques épisodiques liées aux activités humaines (IV: 5.2.2). Les mécanismes de mélange dans le lac sont nombreux et la majeure partie des eaux du lac, sauf l'hiver, sont constamment remuées. Certaines singularités concernant le littoral sont susceptibles d'apparaître. Elles sont reliées à l'influence des tributaires ou à leur situation géographique particulière limitant l'action du vent (IV: 5.2.3).

Au point de vue optique (V: 2.1), le lac Saint-Jean se comporte de façon classique: la zone photique est relativement profonde au printemps et à l'automne alors qu'elle est réduite au milieu de l'été. Cette zone s'étendrait entre 3 à 7 mètres. Les mesures de turbidité sont, en général, plus élevées dans les rivières agricoles que dans les rivières forestières. A l'intérieur du lac, les stations situées près des embouchures des tributaires agricoles présentent des valeurs de turbidité plus élevées que celles des stations localisées aux confluents des tributaires forestiers. L'absorption préférentielle de certaines longueurs d'onde (région bleu-vert du spectre visible) par les eaux du lac serait essentiellement due à la matière humique et aurait pour effet de limiter la zone photique "utile" à des profondeurs variant entre 3 à 5 mètres. La matière organique dissoute agirait donc sur la couleur des eaux du lac et pourrait même sous certaines conditions limiter la production autotrophe et favoriser la production hétérotrophe si une source de matière allochtone énergétique était disponible.

Quant aux mesures de conductivité (V: 2.2), les valeurs minimales se rencontrent au printemps durant la crue alors que les valeurs maximales sont mesurées au cours des étiages d'été et d'hiver. Elles sont faibles à la fois pour les grands tributaires du bouclier canadien et pour les eaux de la partie pélagique¹ du lac; les eaux du bouclier sont d'ailleurs reconnues

¹ Se dit des eaux que l'on retrouve dans la partie plus profonde.

cependant, à l'intérieur du lac des zones de diffusion préférentielle où les concentrations en sels dissous seraient plus élevées; ce phénomène serait lié aux effets des rivières agricoles lorsqu'elles se déversent dans le lac. La qualité des eaux du lac reflèterait tantôt la présence de formations géologiques et de dépôts meubles calcaires, tantôt l'influence d'une activité humaine intense pour certaines zones de diffusion.

Les variations de pH (V: 2.3) observées au cours de l'été sur le lac seraient dues à des processus autotrophiques. Les valeurs moyennes du pH des grandes rivières forestières sont caractéristiques des eaux du bouclier canadien alors que les rivières agricoles ont des eaux plus alcalines.

La variation temporelle de l'oxygène dissous (V: 2.4) dans les rivières agricoles est plus dynamique que celle des grandes rivières forestières. Les eaux du lac semblent très bien oxygénées sans doute à cause de l'action énergique des mécanismes de diffusion. La consommation calculée d'oxygène en hiver dans les eaux du lac serait plus grande qu'en été. La matière organique est responsable de cette consommation. Les concentrations en oxygène dissous les plus faibles sont observées dans les rivières agricoles ainsi qu'au niveau de la Petite Décharge.

4.2 Le comportement des oligo-éléments et des éléments majeurs

Parmi les oligo-éléments, nous n'avons considéré que le fer. Cet élément joue un rôle important dans les cycles de solubilisation et de précipitation en liaison avec l'activité aérobie ou anaérobie du milieu. Sa forme et sa concentration peuvent donc refléter les cycles d'oxydo-réduction dans les eaux lacustres.

Nous classons la silice, le calcium, le magnésium, le sodium, le potassium et le chlore dans le groupe des éléments majeurs; nous considérons, de plus, les sulfates et les bicarbonates comme des ions majeurs. Nous les distinguons des éléments nutritifs (carbone, azote et phosphore) en fonction

du faible niveau d'exigence des organismes à leur égard comparé à leur abondance dans le milieu. Toutefois, nous demeurons conscients qu'en certaines circonstances, des éléments majeurs, comme la silice, le calcium et le magnésium peuvent être considérés comme des éléments nutritifs puisqu'ils sont susceptibles de devenir des facteurs limitatifs de la production autotrophique (V: 3).

4.3 Variations des valeurs

Des concentrations élevées en fer (V: 2.5) sont rencontrées dans les eaux de l'hypolimnion pendant la période de stratification estivale. Les valeurs maximales sont celles des rivières Ticouapé et Moreau (voir la figure 1.1), deux tributaires agricoles; les concentrations dosées dans les rivières du bouclier sont faibles mais restent plus élevées que celles du lac: il y aurait sédimentation des apports en fer sous forme de matière fine associée aux substances organiques.

On ne note, en général, que peu de différence entre les concentrations en silice (V: 3.1.1) des rivières agricoles et celles des rivières forestières; les teneurs maximales se rencontrent dans les rivières Ticouapé et Moreau alors que les concentrations minimales apparaissent dans les eaux de la rivière Ouiatchouane. La présence de roches cristallines plus désagrégées ainsi que les teneurs élevées en silice des roches métamorphiques seraient responsables de ce phénomène. Les faibles valeurs mesurées aux décharges semblent indiquer une perte de silice dans les eaux du lac.

Quant au calcium, les eaux des rivières agricoles et principalement celles de la Ticouapé et de la Belle Rivière ont les concentrations (V: 3.1.2) les plus élevées. Celles des rivières forestières et des eaux pélagiques du lac sont semblables et restent plus faibles que celles des tributaires agricoles. On suppose qu'il n'y aurait pas de perte en calcium dans la cuvette du lac.

Des teneurs élevées en magnésium (V: 3.1.3) ont été dosées dans les

rivières agricoles. Les valeurs des eaux pélagiques du lac seraient semblables à celles des eaux de tributaires forestiers. L'analyse des rapports Ca/Mg et des teneurs en silice dosées dans les deux grands groupes de tributaires nous amènent à penser que l'origine du calcium, du magnésium et de la silice dans les bassins agricoles du nord est surtout associée au lessivage des assises géologiques dont la composition chimique est semblable à celle du bouclier canadien.

Le chlore et le sodium sont étroitement liés dans ce bassin; les valeurs élevées de ces éléments dans les rivières agricoles du nord s'expliquent par la présence de dépôts d'argile marine dans cette région (V: 3.1.4). Les eaux pélagiques ainsi que les grands tributaires forestiers ont des teneurs plus faibles.

Les concentrations en potassium (V: 3.1.5) sont plus élevées au printemps; ce phénomène serait attribuable au lessivage du sol. Dans les eaux du lac, les teneurs restent plus faibles et leur répartition serait surtout liée à des phénomènes physiques.

L'anion sulfate (V: 3.1.6) est toujours très abondant; il proviendrait du processus physique de lessivage ou encore de l'oxydation de la pyrite présente dans les assises géologiques. Il faut aussi noter les teneurs très élevées dans la Petite Décharge à Alma, en aval de l'usine Price.

Pour les eaux du bouclier canadien, les teneurs en carbone inorganique (V: 3.1.7) sont souvent à proximité de la limite de détection; les concentrations dosées dans les rivières agricoles sont plus élevées et varient proportionnellement aux teneurs en calcium.

4.4 L'équilibre ionique et les corrélations physico-chimiques

En ce qui concerne l'équilibre ionique des ions majeurs (V: 3.1.8), les valeurs des anions semblent sous-évaluées par rapport aux cations pour les rivières agricoles et la Petite Décharge, soit aux endroits où la conducti-

tivité est élevée. L'équilibre normal anion cation est observé pour les eaux du bouclier. Dans les cas où l'équilibre n'est pas respecté, on croit que l'association entre la matière humique et les cations serait responsable de la situation.

Des calculs de corrélation (V: 3.1.9) ont montré des relations significatives entre les paramètres suivants pour les eaux du bouclier: silice et calcium, calcium et magnésium, magnésium et conductivité, magnésium et calcium, sodium et chlore. Ces observations sont aussi valables pour la plupart des rivières agricoles où il faut toutefois ajouter les corrélations du chlore et du potassium, du calcium et du potassium. La complexité des relations entre la biophysique du bassin et les eaux de ruissellement rend difficile l'explication de ces corrélations à partir d'un ou deux facteurs seulement. Nous concluons que la composition physico-chimique des eaux des grands bassins reflète les processus du lessivage naturel des assises géologiques et de la couverture forestière. Pour ce qui est des concentrations dans les eaux pélagiques, elles reflètent principalement la nature des apports hydrologiques du bouclier canadien.

4.5 Dynamique des éléments majeurs

L'évolution temporelle (V: 3.2.1) des ions majeurs ressemble globalement à celle du calcium: les maxima ont lieu durant les étiages d'hiver et d'été et les minima durant les crues. Par contre, deux ions ne répondent pas à cette règle: le potassium, pour qui les concentrations élevées sont surtout observées en mars et avril, et les sulfates, qui atteignent souvent des valeurs élevées en automne. Pour la rivière Péribonca, l'emménagement des crues et la régularisation des débits à partir de l'opération des barrages ont tendance à homogénéiser les concentrations des eaux et à diminuer les écarts entre les mesures. Il faut noter enfin que les concentrations supérieures des éléments en hiver, vu les étiages plus sévères que ceux de l'été, et la présence à l'embouchure des rivières d'une épaisse couverture de glace, vont créer à la fin de l'hiver autour du lac Saint-Jean des zones très hétérogènes en éléments majeurs en comparaison avec le reste de l'année.

L'étude des fluctuations des concentrations des ions à partir d'un modèle simple (V: 3.2.2) de comportement théorique montre que la qualité de la représentation est variable selon l'ion étudié ou le cours d'eau considéré. Ainsi, par exemple, la mise en relation du logarithme de la concentration en calcium et du logarithme du débit s'applique très bien pour les rivières Mistassini et Chamouchouane à cause de l'homogénéité des assises géologiques des bassins, de l'origine géologique du calcium, du peu de perturbations anthropiques et de l'absence de régularisation hydrologique de ces rivières.

A partir de l'étude des rapports entre les ions calcium, sodium, silice, sulfate et chlorure (V: 3.2.3) dont les concentrations sont associées à la géologie ainsi qu'à plusieurs activités humaines, un regroupement des eaux est effectué. Cinq groupes sont ainsi mis en évidence à partir de l'analyse des valeurs Ca/Na vs Ca/Si:

- i) les rivières du bouclier canadien, la région nord du lac et la Grande Décharge (voir la figure 1.1);
- ii) les rivières Métabetchouane, Ouatouchouane, A l'Ours et Ouatouchouaniche et la région sud du lac;
- iii) les rivières Couchepaganiche et Belle Rivière;
- iv) les rivières agricoles du nord;
- v) la Petite Décharge.

Il est apparu que ce mode de représentation de l'évolution temporelle des ions majeurs est valable non seulement pour formuler des hypothèses sur les facteurs de contrôle de la composition chimique des eaux mais également pour démontrer clairement les perturbations du milieu.

4.6 Dynamique des eaux du lac¹

La dynamique des eaux de la cuvette est traitée en fonction de l'évolution des concentrations en silice et en calcium (V: 3.2.4). L'analyse met en évidence trois phénomènes majeurs:

- i) l'apparition graduelle au centre du lac d'eau peu minéralisée au cours de l'été doublée d'une chemostratification;
- ii) une déstratification chimique des eaux à la fin d'août accompagnée d'une diminution de la concentration en silice et calcium plus tard;
- iii) l'augmentation graduelle en hiver des teneurs de silice et calcium.

L'analyse du comportement des concentrations en silice, calcium, chlorure et potassium indique une diffusion possible de ces éléments à partir des sédiments; cette action serait liée à l'activité microbienne puisqu'en même temps les concentrations en sulfate diminuent.

4.7 Bilan des éléments majeurs

Le calcul du bilan des charges est nécessaire pour établir la contribution relative en silice, calcium, sodium, potassium et magnésium des grandes rivières forestières du bouclier canadien et des rivières agricoles à la masse d'eau lacustre (V: 3.3). Ainsi, les grandes rivières forestières fournissent la presque totalité de la silice (96%). Dans le cas des autres éléments, les rivières agricoles apportent une contribution plus importante que celle de la silice. Le bilan annuel nous permet de constater une rétention nette significative de la silice; pour les autres éléments, notre méthodologie ne nous permet pas de conclure. Les raisons de cette rétention de la silice seraient l'utilisation et la sédimentation subséquente par les diatomées ou encore les effets de surface de la précipitation de la matière très fine ou colloïdale dans les eaux plus calmes du lac.

¹ Voir la figure 1.2 ou A.1 pour la localisation des stations d'échantillonnage.

En bref, les données concernant le comportement des éléments majeurs dans le lac permettent de constater l'importance du lessivage des assises géologiques comme le phénomène primordial déterminant la qualité physico-chimique des eaux ou du milieu aquatique. La qualité des eaux du lac reflète celle du bouclier canadien dont le rôle est prédominant dans les apports en éléments majeurs. Par ailleurs, le lac présente un degré d'hétérogénéité important dû à l'influence locale de certains tributaires influencés par des activités humaines et à son temps de renouvellement qui ne permet pas aux mécanismes de mélange d'agir à fond. Enfin, l'étude des bilans montre que la silice serait retenue par les eaux du lac.

4.8 Le comportement des éléments nutritifs

Les éléments considérés ici sont le carbone, l'azote et le phosphore. Leur différenciation par rapport aux éléments majeurs réside dans le fait que les éléments nutritifs se retrouvent, surtout en période de production, dans le réservoir biotique de l'écosystème aquatique. Les flux de ces éléments dans le milieu reflètent donc plus les cycles biogéniques que ceux des éléments majeurs. Enfin, les temps de renouvellement des éléments nutritifs dans le réservoir biotique sont généralement beaucoup plus courts que ceux des éléments majeurs.

a) Le carbone

Nous avons déjà abordé à la section précédente la question du carbone inorganique. On se contentera d'ajouter ici que dans les eaux fortement minéralisées du milieu agricole, la quantité de carbone inorganique est très grande par rapport à la demande biologique même si le milieu est très productif; par contre, dans les rivières du bouclier canadien, la faible quantité de carbone inorganique pourrait exercer une influence directe sur le niveau de production autotrophe du milieu sans toutefois jouer le rôle d'un facteur limitatif (V: 4.1).

A partir des observations sur la quantité et la forme du carbone dans les eaux du lac Saint-Jean, il apparaît que la majeure partie de cet élément est de nature organique et allochtone: apports des grands tributaires forestiers ou encore agricoles. Le bilan global du carbone organique du lac indique qu'il y a peu de perte de cette matière vers les sédiments de fond même si les concentrations en carbone particulaire dans le centre du lac sont moindres que celles calculées à partir des apports allochtones de tous les tributaires. La minéralisation de la matière particulaire viendrait expliquer la diminution de carbone organique dans les eaux du lac.

Pour le lac Saint-Jean, les hautes valeurs du rapport C/N (V: 4.2) indiquent la prépondérance, dans la matière en suspension, de la matière organique réfractaire ayant très peu de disponibilité énergétique. Cette situation viendrait appuyer l'hypothèse d'une minéralisation de la matière en suspension. Dans le cas des tributaires, les valeurs sont faibles et le rapport C/N varie peu, ce qui porte à croire que la matière organique est vivante ou dotée d'une disponibilité énergétique élevée.

b) L'azote

Dans les tributaires, les variations temporelles très élevées sont attribuables aux fortes différences entre des teneurs faibles en été et élevées en hiver (V: 4.3). On remarque, par exemple, dans tous les cas sauf la Ticouapé, une diminution marquée en nitrate-nitrite au début de l'été après les fortes concentrations constatées au printemps. Généralement, les rivières agricoles ont des teneurs en nitrate et ammoniacque plus élevées que les rivières du bouclier canadien. Les pourcentages d'apports totaux en azote provenant de l'agriculture sont importants ($\geq 70\%$) dans les tributaires à caractère agricole. Les apports en provenance de la population sont peu importants en comparaison de ceux qui proviennent des autres sources (IV: 4.2).

En ce qui concerne le lac, il faut mentionner la faible contribution des rivières agricoles à la charge totale en azote et le peu de changement

dans la concentration moyenne de l'azote organique dans les eaux pélagiques. Les charges en azote sont principalement apportées par les grandes rivières du nord qui contribuent pour près de 80% aux apports totaux dans le lac; la presque totalité (~95%) proviendrait du ruissellement des eaux de pluie en milieu forestier (IV: 4.2).

Une section au nord-ouest du lac, principalement influencée par la rivière Ticouapé, semble se distinguer par ses faibles concentrations en nitrate dues à l'utilisation rapide de cet élément par les organismes autotrophes; de plus, les variations des concentrations en azote organique sont plus fortes dans cette région que dans les autres régions du lac.

c) Le phosphore

Les concentrations en phosphore total (V: 4.4) sont plus élevées dans les rivières agricoles que dans les eaux du bouclier où les valeurs se rapprochent souvent de la limite de détection. Dans les eaux des bassins agricoles, 20 à 30% de cet élément est sous forme dissoute; dans les eaux du bouclier canadien, cette fraction semble plus importante. Le phosphore inorganique représente environ 90 à 100% du phosphore total pour les eaux des deux types de tributaires; le phosphate (PO_4) constitue 50 à 60% du phosphore inorganique dissout.

En ce qui concerne la biodisponibilité de cet élément, on ne peut conclure que le phosphore des rivières du bouclier canadien est aussi disponible que celui des rivières agricoles. Il serait en effet probable que la charge en phosphore en provenance des régions agricoles et des centres urbains soit beaucoup plus disponible que celle des rivières du bouclier canadien. L'origine anthropique récente de cet élément dans les rivières agricoles et les rejets considérés surtout comme réfractaire en provenance de la forêt boréale du bouclier canadien viendraient appuyer cette hypothèse. Ainsi, les concentrations particulièrement élevées en phosphore des rivières Ticouapé et Belle Rivière pourraient contribuer à la production excessive du lac dans certains zones d'influence.

Dans le lac lui-même, les concentrations en phosphore sont très basses et en particulier pour les stations situées dans la zone pélagique qui est éloignée des embouchures des rivières agricoles. Par contre, aux stations localisées à l'embouchure de ces rivières ou encore près du littoral, on observe des concentrations plus élevées; une telle situation est rencontrée aux stations influencées par les rivières Ticouapé, Ouatouchouaniche et Belle Rivière où les concentrations en phosphore total dépassent celles observées dans les eaux pélagiques.

Les grandes rivières forestières du nord apportent la majeure partie des charges totales en phosphore. Les apports provenant de l'agriculture sont importants pour les rivières Ticouapé, des Chicots, Belle Rivière et Bédard; ceux-ci sont susceptibles d'avoir une influence seulement dans les zones de confluence à l'intérieur du lac (III: 4.3). Il semblerait que pour le lac en fonction d'une base annuelle, les apports naturels l'emportent largement sur les apports artificiels.

4.9 Le comportement biologique primaire

Cet aspect de l'étude est limité à deux paramètres: la mesure du potentiel de fertilité et la détermination des teneurs en chlorophylle. Ce chapitre est élaboré en intégrant les notions relatives à la disparité des tributaires et à leur influence sur l'hétérogénéité du lac lui-même.

a) Le potentiel de fertilité

L'analyse des fréquences d'apparition des divers indices d'enrichissement montre que les rivières à caractère agricole présentent des niveaux d'enrichissement plus élevés que les rivières à caractère forestier (VI: 4.1.1). La rivière Ticouapé demeure en général la rivière la plus chargée en substances nutritives. En ce qui concerne le lac (VI: 4.2.2), les valeurs mesurées sont semblables à celles observées sur les tributaires: la qualité des eaux du lac intégrerait celle des tributaires. Dans la section nord-ouest du lac, par exemple, deux groupes de stations apparaissent:

celles influencées par la rivière Ticouapé et celles influencées par la rivière Mistassini. Ce modèle, toutefois, subit des variations au cours de l'été.

Les expériences réalisées en laboratoire afin d'identifier le facteur chimique pouvant limiter la production primaire des tributaires (VI: 4.1.2)¹ montrent que l'azote contrôle la production potentielle des eaux fortement chargées en substances nutritives (ex.: rivières Ticouapé et à l'Ours) alors que les rivières moins chargées semblent limitées à la fois par l'azote et le phosphore (ex.: rivières Mistassini et Péribonca).

Le calcul des apports en nutriments a démontré que les pourcentages d'apports provenant de la population humaine et de l'agriculture sont relativement plus élevés pour le phosphore que pour l'azote. Quant aux apports provenant de la forêt, les pourcentages sont moins élevés pour le phosphore que pour l'azote (III: 4.3). L'analyse des rapports N/P montre qu'effectivement les tributaires à caractère agricole présenteraient l'azote comme facteur chimique probable de la croissance autotrophe alors que le phosphore le deviendrait pour les eaux du bouclier canadien. Dans le cas de ces eaux, il existe peu de similitude cependant avec les résultats obtenus en laboratoire où le facteur limitatif serait tantôt l'azote ou le phosphore. Cette situation pourrait s'expliquer par le fait que le rapport N/P fut déterminé à partir des formes totales en azote et phosphore alors que les résultats obtenus à partir des bio-essais ne sont représentatifs que des formes assimilables par l'algue-test utilisée (IV: 4.4.5).

En ce qui concerne le lac (VI: 4.2.2), les eaux de certaines stations semblent subir l'impact des tributaires; toutefois, l'effet d'un tributaire ne semble pas se manifester nécessairement aux mêmes endroits. Ce phéno-

¹ Cet aspect de la question est fondamental pour la problématique de l'enrichissement des eaux et nous y reviendrons plus spécifiquement à la section 5.

ne suggère donc la présence d'un système dynamique dont l'aspect se transforme au cours de l'été avec la variation des mécanismes de la diffusion.

Dans les eaux pélagiques ainsi que dans la zone nord-ouest du lac, le rapport N/P (IV: 4.4.5) semble démontrer que le phosphore serait le facteur de contrôle de la production primaire. Par contre, aux stations plus rapprochées du littoral, le phosphore aurait tendance à perdre cette caractéristique au profit de l'azote. Certaines stations soumises à l'influence des charges en phosphore de la ville de Roberval ou encore de la décharge de la Belle Rivière ou de la Ticouapé en sont des exemples.

b) Chlorophylle

Les teneurs maximales en chlorophylle sont en général observées au cours des mois de juillet et d'août (VI: 4.1.4). Les rivières agricoles à l'exception de la rivière à l'Ours ont tendance à supporter des concentrations plus élevées que celles mesurées dans les tributaires forestiers. Cette situation est en accord avec les niveaux d'enrichissement en substances nutritives des deux types de tributaires (VI: 4.1.1).

En ce qui concerne le lac, en 1975, une seule station a été visitée et des mesures furent effectuées à différentes profondeurs. Les valeurs obtenues dans ces eaux pélagiques montrent une certaine homogénéité en juillet et août alors qu'en septembre des variations plus importantes apparaissent. En 1976, un nombre plus grand de stations furent étudiées. Dans l'ensemble, les valeurs sont faibles; toutefois, il existerait des secteurs, à l'embouchure de certains tributaires agricoles, où les concentrations en chlorophylle sont plus élevées.

Par ailleurs, des efforts ont été déployés afin de déterminer la nature prédominante des processus microbiologiques qui caractérisent des eaux des tributaires ou du lac lui-même. Il s'agit de savoir si la production de biomasse nouvelle emprunte surtout la voie de la photosynthèse (processus autotrophe - algues) ou la voie de la chemosynthèse (processus hétérotrophe

- bactéries). Différents modes de détermination ont été employés, soit, en particulier, le rapport phaeophytine : chlorophylle-a. Ces deux pigments sont, respectivement, un produit de dégradation, caractéristique de l'activité hétérotrophe et un indice de la biomasse vivante des algues (activité autotrophe).

Pour les tributaires, nos résultats indiquent que la rivière Ticouapé serait caractérisée par une dominance des processus hétérotrophes. La Belle Rivière, au contraire, est dominée par la production autotrophe. Quant aux autres tributaires, les résultats sont peu concluants.

Dans le lac lui-même, les zones de diffusion préférentielle des tributaires reproduisent par extension le processus dominant de ces derniers. Ainsi, la zone de St-Gédéon, à l'embouchure de la Belle Rivière, a une tendance autotrophe alors qu'au nord-ouest du lac, à l'embouchure de la Ticouapé, les processus hétérotrophes sont plus importants. En face de Roberval, les résultats se situent entre les deux extrêmes mentionnés. Des facteurs physiques reliés aux vents dominants et à la bathymétrie tendent à renforcer cette différenciation, spécialement au niveau du mode de production (algues benthiques - vs - algues en suspension).

4.10 Le comportement des sédiments superficiels

L'étude des sédiments superficiels du lac Saint-Jean nous a permis de mieux comprendre certains processus limnologiques reliés à l'origine du transport et à la déposition des matériaux allochtones. De plus, l'étude géochimique de ces sédiments nous a permis de préciser les diverses associations existant entre la matière organique et plusieurs métaux traces en fonction de la morphologie de la cuvette lacustre.

Il a été mis en évidence que l'apport allochtone des sédiments clastiques ainsi que la morphologie de la cuvette lacustre jouent un rôle majeur dans la distribution de la composition granulométrique et géochimique des sédiments superficiels du lac Saint-Jean (VIII: 3.2.1).

En fonction de la granulométrie des sédiments, il a été possible de délimiter quatre faciès sédimentologiques. Un faciès à blocs se retrouve sur la rive sud entre Chambord et Desbiens ainsi que dans la partie est du lac, c'est-à-dire dans la région des îles de Saint-Gédéon. Le faciès de sable grossier est largement restreint aux abords des rives où la profondeur d'eau n'excède généralement pas 10 m.

Par contre, la zone des sables fins est approximativement comprise entre les profondeurs de 10 à 20 m. Au-delà de cette dernière profondeur, on retrouve le faciès argilo-limoneux qui occupe la partie centrale du lac et atteint même la rive dans la zone nord-est. Cette extension des faciès (figure 7.1) vers les rives de la région de Saint-Henri-de-Taillon s'explique par le remaniement des sédiments deltaïques et de la mer Laflamme qui y sont abondants à cet endroit.

La distribution spatiale de la matière organique est fortement associée à la granulométrie des sédiments et à la bathymétrie (VIII: 3.2.2). Les valeurs les plus faibles se retrouvent à la périphérie du lac tandis que ces valeurs augmentent vers les parties profondes. D'autre part, la répartition de cette matière organique et des particules fines sédimentaires possèdent une forte influence sur la répartition des métaux traces à l'intérieur de la cuvette lacustre en raison du phénomène d'adsorption. En fonction de ce phénomène, lequel est largement dépendant de l'énergie hydrodynamique produite par les vents et les courants, les teneurs en cuivre, zinc, plomb, nickel, cobalt et manganèse des sédiments augmentent toutes en direction de la profondeur. En d'autres mots, les sédiments fins qui caractérisent la partie profonde de la cuvette lacustre possède les teneurs en matières organiques et en métaux traces les plus élevées (VIII: 3.2.3).

4.11 Histoire paléolimnologique

L'étude palynologique et géochimique de quatre carottes de sédiments prélevées dans la région la plus profonde du lac nous a permis de préciser quelques aspects paléofloristiques régionales ainsi que l'impact des activités humaines sur cet écosystème lacustre.

L'étude stratigraphique du contenu en pollen d'une carotte de 600 cm de longueur nous a permis de reconstituer quelques tendances paléofloristiques des 5 000 dernières années. Dans la partie supérieure de la carotte (25-0 cm), la diminution de plusieurs espèces d'arbres, concomitante avec l'augmentation d'arbustes et d'herbacées, sont de bons indicateurs marquant les débuts de l'époque de colonisation, laquelle débuta vers 1850. Il est évident que la déforestation des bassins versants et des basses-terres de la région contribua considérablement à l'augmentation des processus d'érosion et, par le fait même, augmenta aussi la vitesse de sédimentation (VIII: 4.2.3).

Le fait que les spectres polliniques des sédiments du lac Saint-Jean sont le résultat d'une homogénéisation des grains de pollen provenant de végétation croissant à des distances relativement considérables des sites d'échantillonnages a pour effets de rendre l'interprétation des associations paléofloristiques difficiles. Il nous a été possible, tout de même, de reconstituer au moyen des associations palynomorphes les plus récentes, l'histoire détaillée des activités forestières et agricoles depuis 1850.

Les études paléogéochimiques des carottes ci-haut mentionnées nous portent à croire à la grande stabilité paléoécologique de la période pré-anthropique (≥ 120 années). Presque toutes les variables étudiées de cette période demeurent très stables. Par contre, la période anthropique est caractérisée par un accroissement sensible de la teneur en plomb et en mercure. De plus, les produits de dégradation de la chlorophylle sédimentaire (PDCS) et les teneurs en cuivre, en zinc et en manganèse augmentent aussi de manière sensible. Ces variations stratigraphiques récentes sont le reflet de l'impact des activités humaines sur l'écosystème aquatique (VIII: 6).

5. LA PROBLEMATIQUE DE L'ENRICHISSEMENT DES EAUX

Comme nous l'avons vu précédemment à la section 3 du présent chapitre, les usages de l'eau au lac Saint-Jean sont multiples et parfois conflictuels étant donné la nature polluante de certains d'entre eux. La présente recherche n'avait pas pour but de couvrir l'ensemble exhaustif de cette

problématique, tâche qui aurait nécessité la mise en oeuvre d'opérations dépassant de loin nos ressources disponibles. Nous avons choisi, rappelons-le, de concentrer nos efforts sur la connaissance des mécanismes limnologiques et sur un aspect plus particulier de la problématique qui est celui de l'enrichissement des eaux en éléments nutritifs.

Avant d'aller plus loin dans la situation spécifique du lac Saint-Jean, rappelons brièvement les principaux éléments de l'eutrophisation accélérée des lacs due à l'enrichissement des eaux par des substances nutritives. Ce phénomène est une des caractéristiques principales du déséquilibre écologique des lacs subissant une influence incontrôlée des activités humaines sur son bassin versant. Ces changements, qui se produisent en quelques décennies dans un lac perturbé, requièrent normalement des milliers d'années pour conduire un lac naturel de haute et moyenne latitude à un état comparable. Dans sa trajectoire de vieillissement, le lac sera d'abord oligotrophe (peu productif), puis mésotrophe (moyennement productif) et enfin eutrophe (hyper-productif). On le situera par rapport à son niveau trophique. A l'approche du stade ultime, les symptômes caractéristiques sont les suivants:

- la dégradation générale de la qualité de l'eau (transparence, température, couleur, teneur en oxygène et en substances nutritives);
- la modification quantitative et qualitative de la faune aquatique (changements dans les espèces dominantes, diminution du nombre d'espèces, diminution du nombre de poissons, etc...);
- l'augmentation générale de la biomasse, en particulier les algues, qui iront en s'accroissant pour ensuite aller mourir et se décomposer sur les berges avec des odeurs nauséabondes parfois et une dégradation de l'esthétique des berges.

A la limite, ces effets peuvent avoir de graves répercussions sur la pratique de certains usages de l'eau: alimentation en eau potable, récréation aquatique, villégiature, pêche, etc...

Ainsi, le concept du "niveau trophique" exprime succinctement une situation complexe dans laquelle interviennent la nature et le volume du ou des facteurs chimiques responsables, les conséquences écologiques constituées par la réponse spécifique de l'écosystème lacustre et les répercussions "en retour" sur l'homme et les usages de l'eau.

Généralement, on constate que la cause de cette évolution accélérée réside dans l'augmentation exagérée des apports en substances nutritives (fertilisantes) vers le milieu, en provenance des sources les plus diverses de l'activité humaine en amont du lac. L'augmentation démographique, les pratiques agricoles, l'industrie, les opérations forestières s'ajoutent à des degrés divers aux apports naturels pour enrichir les eaux. Parmi les substances les plus actives, c'est au phosphore et à l'azote que l'on confère une place prépondérante, en raison d'abord de leur caractère essentiel dans la production biologique mais surtout et paradoxalement à cause de leur rareté relative qui en fait des facteurs limitatifs. Ainsi, toute augmentation ou diminution du facteur limitatif conduit à un résultat correspondant en terme de production biologique. De là, l'importance d'étudier spécifiquement ces substances dans la compréhension de la problématique de l'eutrophisation du lac Saint-Jean.

Comme nous le verrons plus loin, le lac Saint-Jean n'a pas atteint le stade eutrophe de son évolution mais il est certes dans une phase d'accélération. C'est ce qui confère à notre travail un caractère essentiellement préventif en vue d'une gestion rationnelle.

5.1 Le facteur limitatif

Pour le lac Saint-Jean, des efforts ont d'abord été déployés pour véri-

fier l'hypothèse que le phosphore¹ pouvait y constituer le facteur limitatif primordial dans la mesure où les facteurs physiques (température et lumière) sont propices à la production. Diverses approches ont été utilisées:

- le test de potentiel de fertilité en laboratoire (VI: 3.2.1 et 4.1.2);
- l'étude des rapports N/P (azote/phosphore) dans le milieu (V: 4.4.5).

Les résultats sont variables selon que l'on considère la provenance des eaux qui alimentent le lac ou encore la méthodologie utilisée.

La méthode du test de fertilité potentielle montre que l'azote contrôlerait la production "potentielle" des eaux fortement chargées en substances nutritives de certaines rivières (Ticouapé, à l'Ours). D'autres, présentant des niveaux d'enrichissement moins élevés, semblent plutôt contrôlées par l'azote et le phosphore simultanément ou alternativement (Belle Rivière, Chamouchouane, Mistassini, Péribonca).

Le rapport N/P employé dans notre travail utilise la concentration de l'azote inorganique et celle du phosphore total (V: 4.4.6). Ce rapport, lorsqu'il dépasse une valeur approximative de 7, indique la prédominance du phosphore comme facteur limitatif. Dans les eaux du lac Saint-Jean (pélagiques), ce rapport est supérieur à 10 dans la plupart des échantillons prélevés à quelques exceptions près. Les valeurs inférieures à 7 relèvent plutôt de singularités exprimant l'influence de charges locales (Roberval, Belle Rivière, Ticouapé, par exemple). Dans l'eau des tributaires, on retrouve le même phénomène pour les rivières agricoles où l'azote semble prédominer comme facteur limitatif. Quant aux grands tributaires peu minéralisés du bouclier canadien, leur rapport N/P, supérieur à 10, indique le phosphore comme facteur limitatif. La rivière Mistassini se distingue des autres avec un

¹ La documentation scientifique privilégie cet élément parmi l'ensemble des substances nutritives.

rapport se situant près de 7. Cela indique que l'azote et le phosphore pourraient alternativement et selon les conditions représenter le facteur limitatif de la croissance d'algues.

Pour conclure, nous dirons que le phosphore peut être désigné comme le facteur limitatif dans les eaux du lac lui-même; mais il partage ou il cède ce rôle à l'azote pour la plupart des tributaires agricoles. Cependant, l'apport chimique et hydrologique de ces dernières compte pour peu en comparaison des eaux peu minéralisées du lac apportées en majorité par les grandes rivières. D'autre part, certaines algues ont le pouvoir de fixer l'azote de l'atmosphère et donc d'échapper à son pouvoir limitatif, ce qui renforce notre conclusion à l'égard du phosphore dans le lac.

Par ailleurs, nous rappelons que le facteur chimique n'est limitatif que dans la mesure où l'environnement physique (T°, lumière) est propice à la croissance photosynthétique. Or, en maintes circonstances, la lumière sera insuffisante dans certaines zones turbides du lac pour permettre aux organismes phytoplanctoniques de se développer à la limite des potentialités chimiques du milieu.

5.2 Le "niveau trophique" du lac Saint-Jean

Le "niveau trophique" d'un lac est donc son état en regard de la production biologique du milieu aquatique. Plusieurs approches sont proposées dans les milieux scientifiques pour statuer sur cet état. Le chercheur dispose de méthodes chimiques, biologiques, physiques et même mathématiques, appliquées "in situ" ou en laboratoire. Nous en avons retenu plus d'une en raison du degré d'incertitude variable de chacune. Les principales sont les suivantes:

- l'analyse de données mesurées de la concentration chimique de certains éléments nutritifs (limitatifs ou non) en solution dans le milieu (V: 4.3; 4.4);

- l'application de modèles mathématiques de la concentration du phosphore couplés à des abaques empiriques du niveau trophique (V: 4.4.6; 4.5);
- le test de fertilité potentielle en laboratoire (VI: 3.2.1);
- l'analyse des données biologiques telles la chlorophylle-a, l'ATP (V: 4.6, 5.1.2, 5.1.3; VI: 3.2.5, 4.1.4).

a) Détermination par la concentration mesurée en éléments nutritifs

Deux éléments ont été retenus pour la détermination du niveau trophique: l'azote et le phosphore. Le premier élément est très peu déterminant pour le niveau de production du milieu du lac Saint-Jean, en raison de son caractère non limitatif dans les eaux pélagiques. Cependant, une relation générale entre la concentration moyenne de l'azote sous formes organique et inorganique dans l'épilimnion en été et le niveau trophique (V: 4.3) a déjà fourni un indice intéressant pour plusieurs lacs. Dans le cas du lac Saint-Jean, les concentrations mesurées seraient représentatives d'un état oligo-mésotrophe.

Quant au phosphore, les conclusions sur le niveau trophique obtenues par l'analyse des concentrations mesurées sont les mêmes que celles tirées suite à l'application des modèles mathématiques. La raison en est simple puisque ces derniers ont justement pour but de prédire la concentration moyenne de phosphore dans les lacs. Nous allons donc traiter de ces deux approches simultanément.

b) Détermination par les modèles mathématiques

Plusieurs modèles ont été appliqués (V: 4.4.6; 4.5). Tous ont principalement pour but de prédire la concentration moyenne du phosphore dans un lac donné en fonction de la quantité annuelle d'apports de cet élément en provenance du bassin versant, de certains caractères morphométriques de la cuvette

lacustre (profondeur moyenne, volume), des apports hydrologiques et des pertes de l'élément vers les sédiments. Ces modèles sont tous basés sur un processus classique de bilan des apports, des exports et des pertes. Dans un deuxième temps, l'application de ces modèles conduit à la détermination du niveau trophique à l'aide d'un processus empirique basé sur une connaissance plus poussée d'un échantillonnage de lacs. On utilise des abaques qui tiennent compte de la concentration moyenne annuelle du phosphore et de certains paramètres biologiques tels la concentration de chlorophylle-a, la productivité primaire ou des indices composés de l'état trophique (V: 4.4.1). La raison d'être de ces modèles et des abaques qui leur sont couplés est de permettre de conclure sur le niveau trophique d'un lac donné en tirant profit à peu de frais de l'ensemble des expériences tentées partout dans le monde et dont on a extrait des lois universelles et transposables.

Diverses approches ont été retenues: celles de Vollenweider (1968, 1975), Snodgrass et O'Mélia (1975), Larsen et Mercier (1976), Dillon et Rigler (1974a, b; 1975). Les résultats sont variables sans doute à cause de la satisfaction plus ou moins grande des hypothèses sous-jacentes à leur application rigoureuse .

Selon l'approche la plus récente de Vollenweider (V: 4.5.1), le lac Saint Jean se situerait dans un état mésotrophe. Le diagramme de Snodgrass et O'Mélia (V: 4.5.2) conduit à un résultat similaire. Le diagramme de Larsen et Mercier donne le lac Saint-Jean comme mésotrophe ou oligotrophe (V: 4.5.3) selon que l'on y introduit les résultats théoriques de leur modèle de concentration ou les valeurs mesurées du phosphore. La dernière approche-modèle concorde avec les autres (V: 4.5.4). Selon Wetzel (1975), la valeur de la chlorophylle-a prédite par l'approche de Dillon et Rigler est caractéristique d'un milieu oligo-mésotrophe. Les causes majeures de la non-concordance apparente entre ces diverses conclusions relèvent de l'état d'hétérogénéité très marqué du lac Saint-Jean associé à son temps de séjour très court (environ 3 mois en moyenne) et aussi au peu de validité que l'on peut accorder aux évaluations théoriques des pertes par sédimentation. Nous ferons plus loin les mises au point qui s'imposent à cet égard.

c) Détermination par le test du potentiel de fertilité en laboratoire

La mesure du potentiel de fertilité (VI: 3.2.1) s'effectue en laboratoire sur des échantillons prélevés sur le terrain. Cette technique de caractérisation fait appel à une souche standard d'algue qui, ensemencée dans l'échantillon, exploite à la limite le potentiel de croissance photosynthétique de celui-ci. Le résultat donne une bonne indication de l'aptitude chimique du milieu à supporter une population donnée de plancton végétal. C'est donc un indice d'enrichissement en substances nutritives.

Les résultats distinguent l'eau des tributaires de celle du lac lui-même. Les rivières dites "agricoles" (VI: 4.1.1) sont les plus chargées en substances nutritives et leur niveau d'enrichissement est caractéristique d'un milieu mésotrophe ou eutrophe. La plupart des tributaires dits "forestiers" reflètent un niveau d'enrichissement plus faible et acceptable pour un lac qui sera alimenté par ces eaux. Quant au lac lui-même, son niveau d'enrichissement est variable dans l'espace et dans le temps et il reflète celui des tributaires. Ainsi, des eaux oligotrophes, mésotrophes et même eutrophes ont été rencontrées (VI: 4.2.1).

La mesure du potentiel de fertilité met singulièrement en évidence l'hétérogénéité dynamique de la qualité physico-chimique du lac Saint-Jean. Certaines zones subissent primordialement l'influence de tributaires agricoles, d'autres sont influencées alternativement par des eaux plus ou moins riches en substances nutritives. Cet aspect particulier du comportement limnologique du lac Saint-Jean constitue un facteur-clé dans l'évaluation de son niveau trophique.

d) Détermination par la chlorophylle-a

La chlorophylle-a (VI: 3.2.5) est un pigment produit par l'action de la photosynthèse de la matière organique végétale. La mesure de sa concentration dans l'eau dans sa forme active seulement ou totale nous fournit une indication de la biomasse végétale autotrophe présente dans le milieu à un moment et à un endroit donnés. Cette information est donc utile pour la détermination du niveau trophique d'un lac.

La fréquence et la densité d'échantillonnage de ce paramètre rendent difficile l'extraction de conclusions rigoureuses. Les indications obtenues sont à l'effet que les rivières agricoles ont des concentrations en chlorophylle-a caractéristiques de milieux eutrophes (VI: 4.1.4, V: 5.1.2). La rivière à l'Ours s'écarte de la règle sans doute à cause de facteurs physiques adverses. Les rivières forestières ou non-agricoles seraient du type oligotrophe.

Sur le lac, la rareté de l'information rend l'interprétation plus ardue. L'hétérogénéité du lac, caractéristique de la présence de zones d'influence variables des tributaires, ne facilite pas non plus la tâche, et les mécanismes de diffusion verticale ajoutent encore à la difficulté. Le dynamisme¹ de ce paramètre ne met pas en évidence de relation explicite entre les tributaires et leur zone d'influence immédiate. Quant aux valeurs observées, elles ne sont pas suffisamment concluantes pour statuer rigoureusement sur le niveau trophique. Selon nos indications, des zones de production élevées se manifestent dans les parties sud-est et sud-ouest du lac reflétant ainsi les apports respectifs du centre urbain de Roberval et de la Belle Rivière (V: 5.1.3).

Pour conclure de façon générale sur le niveau trophique du lac Saint-Jean, nous constatons qu'il est difficile de référer à un état unique et qu'en l'occurrence, nous devrions opter pour différents états trophiques simultanés ou successifs du système. En effet, le lac se situerait en général entre l'oligotrophie et la mésotrophie. Mais, simultanément, il peut manifester des symptômes eutrophes reflétant ainsi l'influence plus locale de ses tributaires riches en substances nutritives. Ainsi donc, il est fort plausible de rencontrer, à un moment donné, divers états trophiques qui rendraient compte de la variabilité dans le temps et l'espace de la concentration du phosphore et de l'azote. La difficulté qui demeure découle de la délimitation des zones d'influence spécifiques des différents tributaires et

¹ Le délai nécessaire pour constater une réponse biologique à un stimulus physico-chimique.

aussi à la caractérisation spatiale de la variabilité de la concentration en phosphore. Une approche plus statistique serait sûrement d'un grand secours pour en arriver à ce résultat.

Quant aux tributaires, ils reflètent les rejets de l'activité humaine sur leur bassin diluée par le volume des apports hydrologiques. Ainsi, certaines rivières subissent fortement les répercussions de l'industrie agricole; la Ticouapé et la Belle Rivière sont parmi les plus affectées par ces pratiques. Les tributaires forestiers sont caractéristiques de leur faible niveau de minéralisation et de leur grand débit qui tend à amoindrir les effets des activités humaines.

D'autre part, le lac Saint-Jean a un temps de réponse moyen de .57 année aux changements soudains de concentration du phosphore (V: 4.5.6). Cette caractéristique rend donc la masse d'eau très sensible à l'accroissement brusque des activités polluantes sur le bassin. Heureusement, cette sensibilité s'applique aussi à une diminution des apports; alors, la récupération physico-chimique ne devrait pas s'avérer trop longue dans le cas où un changement des pratiques sur le bassin produirait une baisse des apports. Quant aux modifications à l'écosystème, elles se produisent dans une chaîne de phénomènes et il serait plausible qu'un délai beaucoup plus long soit nécessaire pour une récupération.

e) L'utilisation du territoire du bassin et l'enrichissement des eaux

A ce stade de notre démarche, il devient nécessaire d'établir l'origine, le volume et la densité des apports en substances nutritives afin de sensibiliser la population et de fournir aux pouvoirs publics les indications nécessaires à d'éventuelles prises de décision. Le chapitre du rapport portant sur le milieu biophysique (II) ainsi que le chapitre VIII, traitant des sédiments et de l'histoire du lac, donnent un avant-goût général des répercussions des activités humaines sur le milieu aquatique. Le chapitre III, plus spécifique, met l'emphasis sur les sources majeures de l'enrichissement des eaux qu'elles soient d'origine naturelle ou humaine.

La méthode utilisée fait appel au modèle "d'apports" en substances nutritives développé à l'INRS-Eau (III: 2.1 à 2.7). Celui-ci relie l'utilisation des territoires des bassins versants aux charges en azote et en phosphore transitées par les tributaires. Faisant appel à l'expérience connue dans le monde à propos des apports caractéristiques des différents types d'usages (les rejets d'égoût, l'élevage, les effluents industriels, la forêt) et aux données disponibles sur le volume de ces usages au lac Saint-Jean (populations humaine et animale, nombre d'employés par industrie, superficies boisées), on obtient des résultats satisfaisants sur une base annuelle.

Pour notre travail, les données utilisées (II: tableaux 2.4 à 2.12) datent de 1971 pour la population, l'agriculture et l'élevage et de 1975 pour l'industrie. Il va de soi que ces données ne sont pas simultanées et qu'elles commencent à dater. Elles étaient cependant les seules données pertinentes à l'époque de nos campagnes de mesures, les recensements plus récents (1976) n'étant pas encore disponibles. Un réexamen et une mise à jour périodique s'avéreront donc indispensables à l'avenir.

Si, pour chaque sous-bassin versant du lac, on attribue aux utilisateurs dénombrés (III: tableau 3.2) les apports spécifiques journaliers correspondants (III: tableau 3.1), on obtient les charges en azote et en phosphore reliées à chaque usage sur chaque tributaire. Ces tableaux produits au chapitre III (3.5 et 3.6) sont repris dans la synthèse¹ en raison de leur signification particulière (tableaux 1.1 et 1.2). En resituant ces charges par rapport au débit moyen qui les transite, on obtient des concentrations moyennes typiques qui donnent un ordre de grandeur du phénomène. Cependant, les débits et les taux de transfert des apports varient grandement selon les saisons et les années et c'est avec précaution que ces données doivent être utilisées.

¹ Cette opération est nécessaire en raison du caractère relativement "auto-suffisant" donné à la présente synthèse.

Les rivières sont regroupées en sous-groupes homogènes (III: 4.1):

- les rivières forestières dites "du nord" et "du sud": groupes 1 et 3;
- les rivières agricoles dites "du nord" et "du sud": groupes 2 et 4;

La figure 3.2 (chapitre III) illustre cette subdivision. On retient les constatations suivantes:

- les charges d'azote les plus importantes sont apportées par les grandes rivières du nord (groupe 1); celles-ci contribuent pour près de 80% aux apports totaux d'azote dans le lac;
- la presque totalité (soit de 92 à 99.7%) des apports en azote de ces rivières proviennent des forêts, c'est-à-dire du ruissellement des eaux de pluie en milieu forestier;
- les pourcentages d'apports totaux en azote provenant de l'agriculture sont importants dans les rivières agricoles du groupe 2 (72% pour la Ticouapé) et du groupe 4 (77% pour la Bédard);
- les apports en azote et en phosphore provenant de la population sont peu importants en comparaison de ceux qui proviennent des autres sources;
- comme pour l'azote, la majeure partie des apports en phosphore provient, en volume, de la forêt des grandes rivières du nord (groupe 1);
- les apports en phosphore provenant de l'agriculture et de l'élevage sont importants en concentration pour les rivières Ticouapé, des Chicots, Belle Rivière et Bédard.

En général, on constate que ses apports en volume sont produits en majorité sur les bassins des grandes rivières; leur provenance est forestière et les grands débits produits par ces bassins garderont les concentrations à des niveaux acceptables pour le lac Saint-Jean. Les fortes concentrations rencontrées dans le lac et ses tributaires sont associées à l'activité agricole et surtout à l'industrie de l'élevage. Ce n'est donc pas au plan quantitatif que ces apports sont importants mais plutôt au niveau de la concentration qu'ils atteignent dans l'eau.

TABLEAU 1.1 Répartition des apports en azote et des concentrations typiques annuelles dans les principaux tributaires du lac Saint-Jean.

GROUPE	RIVIERES	APPORTS TOTAUX kg/jour	ORIGINE DES APPORTS			DENSITE g/km ² /jour	CONCENTRATION TYPIQUE mg/l
			Forêt %	Agriculture %	Population %		
I Rivières forestières du nord	Péribonca	21281	99.7	0.2	0.07	790	0.46
	Mistassini	17558	98.0	0.9	1.0	800	0.47
	Chamouchouane	12389	98.0	1.0	0.9	800	0.47
	Petite Péribonca	977	92.0	7.0	0.6	830	0.49
II Rivières agricoles du nord	Ticouapé	948	22.0	72.0	6.0	1430	0.84
	Mistouc	733	36.0	57.0	6.0	1090	0.64
	Des Chicots	71	37.0	61.0	1.9	1390	0.90
III Rivières forestières du sud	Métabetchouane	1876	97.0	1.6	0.8	810	0.48
	Ouiatchouane	786	94.0	2.9	3.5	820	0.48
	Ouiatchouaniche	297	86.0	12.0	1.8	840	0.49
IV Rivières agricoles du sud	Belle Rivière	651	42.0	56.0	1.0	1300	0.76
	Couchepaganiche	453	37.0	50.0	13.0	1490	0.88
	Bédard	243	13.0	77.0	10.0	1840	1.08
	Aux Iroquois	226	45.0	53.0	2.0	1230	0.72
	A l'Ours	339	63.0	36.0	1.0	1090	0.64

TABLEAU 1.2 Répartition des apports en phosphore et des concentrations typiques annuelles dans les principaux tributaires du lac Saint-Jean.

GROUPE	RIVIERES	APPORTS TOTAUX kg/jour	ORIGINE DES APPORTS			DENSITE g/km ² /jour	CONCENTRATION TYPIQUE mg/l
			Forêt %	Agriculture %	Population %		
I Rivières forestières du nord	Péribonca	967	99	0.4	0.2	36	0.021
	Mistassini	818	95	1.9	2.8	37	0.022
	Chamouchouane	575	96	1.8	2.5	37	0.022
	Petite Péribonca	475	86	13.0	1.2	40	0.023
II Rivières agricoles du nord	Ticouapé	80.3	12	80	8.0	120	0.070
	Mistouc	14.9	23	66	11.0	70	0.041
	Des Chicots	4.3	22	76	1.3	100	0.059
III Rivières forestières du sud	Métabetchouane	87.1	95	2.8	2.1	37	0.022
	Ouiatchouane	38.6	86	4.4	9.1	40	0.023
	Ouiatchouaniche	14.7	79	19.0	1.8	42	0.025
IV Rivières agricoles du sud	Belle Rivière	49.3	25	74.0	0.9	98	0.058
	Couchepaganiche	11.2	22	56.0	11.2	110	0.065
	Bédard	22.0	6	81	12.5	170	0.100
	Aux Iroquois	16.8	31	66	2.5	81	0.048
	A l'Ours	19.8	49	50	0.9	64	0.038

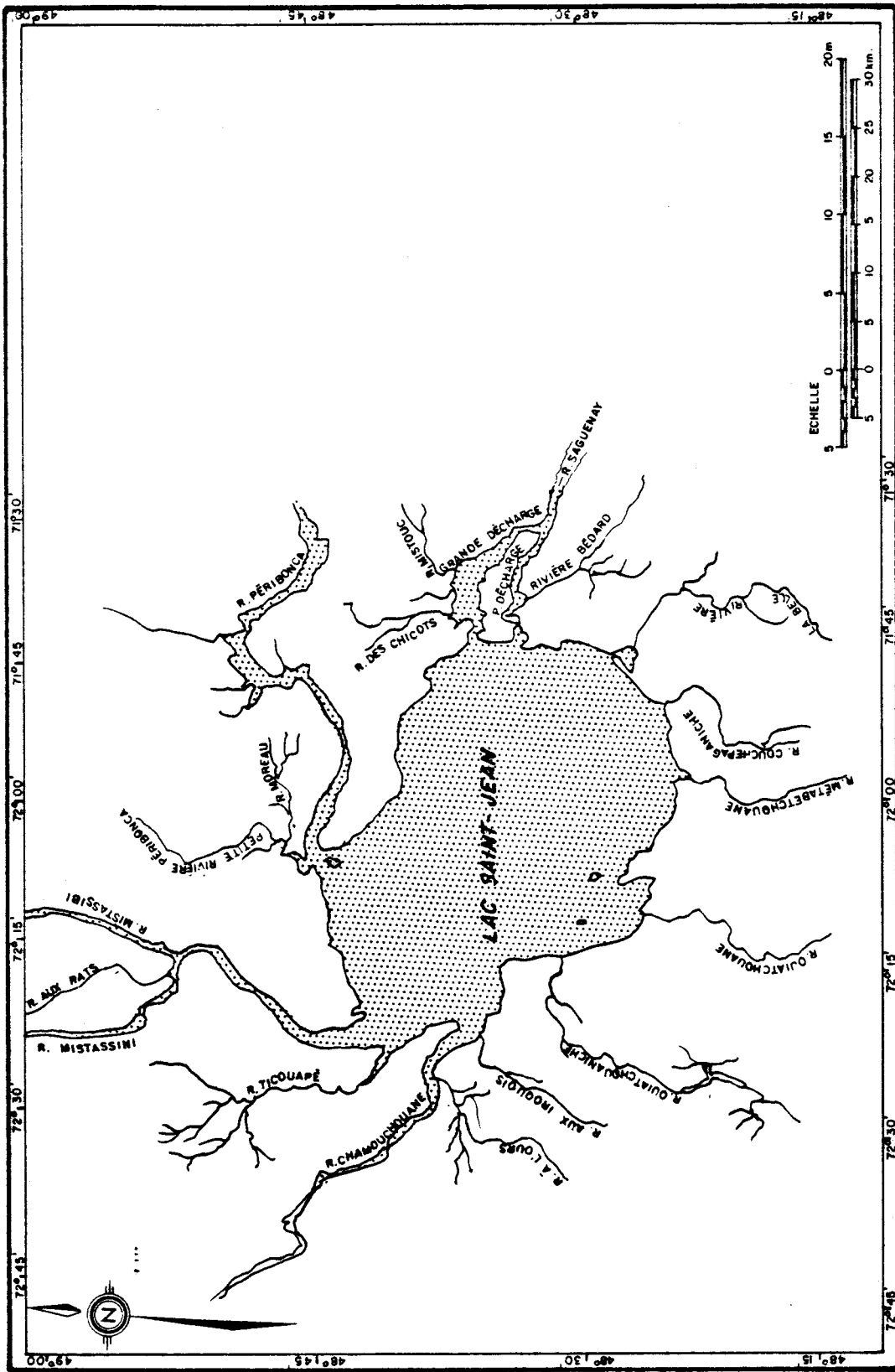
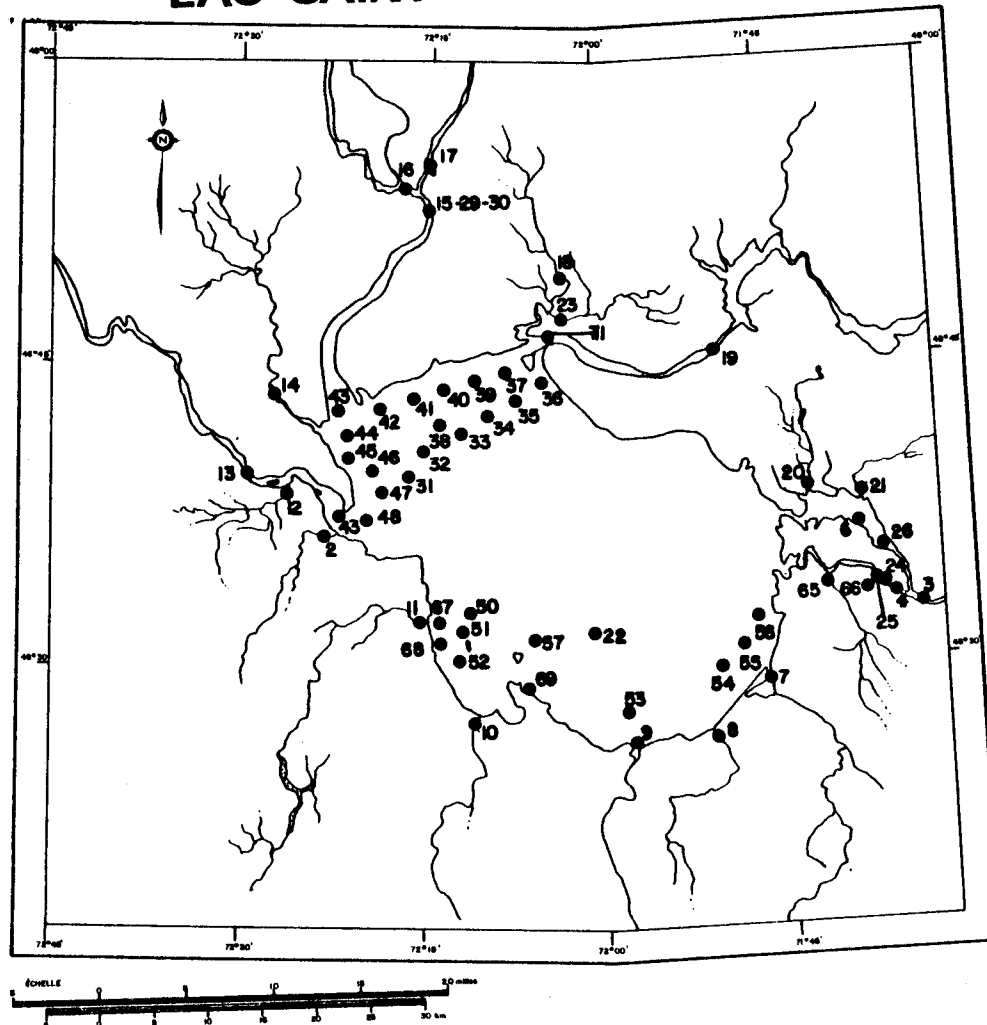


Figure 1.1 Tributaires du lac Saint-Jean.

LAC SAINT-JEAN



LEGENDE

● = EMPLACEMENT DE LA STATION
16 = LE NUMÉRO DE CETTE STATION

1.2 Localisation des stations d'échantillonnage du lac Saint-Jean et de ses tributaires pour les années 1974, 1975 et 1976 .

CHAPITRE II

"ASPECTS GEOGRAPHIQUES DU BASSIN
HYDROGRAPHIQUE DU LAC SAINT-JEAN
EN FONCTION DE LA QUALITE DU MILIEU AQUATIQUE"

par Lise Potvin

TABLE DES MATIERES

	<u>PAGE</u>
TABLE DES MATIERES	i
LISTE DES TABLEAUX	v
LISTE DES FIGURES	vii
SOMMAIRE	2.3
1. INTRODUCTION	2.5
2. PRESENTATION DU BASSIN HYDROGRAPHIQUE DU LAC SAINT-JEAN	2.5
3. LE MILIEU NATUREL	2.6
3.1 Topographie	2.6
3.1.1 Les basses-terres	2.6
3.1.2 Les hautes-terres	2.7
3.2 Géologie	2.7
3.2.1 Les hautes-terres du bouclier	2.7
3.2.2 Les basses-terres du lac Saint-Jean	2.8
3.3 Dépôts meubles	2.9
3.4 Réseau hydrographique	2.11

	<u>PAGE</u>
3.5 Climat	2.12
3.5.1 Température et précipitation	2.13
3.5.2 Direction des vents	2.13
3.6 Végétation forestière	2.15
4. ACTIVITES HUMAINES	2.15
4.1 Distribution de la population et urbanisation	2.15
4.2 Agriculture	2.18
4.2.1 Utilisation de la terre agricole	2.18
4.2.2 Engrais chimiques	2.20
4.2.3 Elevage	2.20
4.3 Exploitation forestière	2.21
4.4 Hydro-électricité	2.24
4.5 Industrie manufacturière	2.25
4.5.1 Pâtes et papier et produits alimentaires primaires	2.25
4.5.2 Industrie du bois	2.26
4.5.3 Industrie des produits alimentaires	2.27
5. RECREATION ET TOURISME	2.28
5.1 Les activités récréatives à caractère aquatique	2.29
5.1.1 La baignade et les autres activités de plage	2.29
5.1.2 La navigation de plaisance	2.30
5.1.3 La pêche sportive	2.31

	<u>PAGE</u>
5.2 La villégiature	2.31
5.3 Le tourisme	2.32
5.3.1 Sites touristiques	2.32
5.3.2 Manifestations touristiques liées à la présence de l'eau	2.33
6. CONCLUSIONS	2.35
7. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	2.39

LISTE DES TABLEAUX

		<u>PAGE</u>
2.1	Tributaires du lac Saint-Jean - Région hydrographique 06	2.43
2.2	Température et précipitation des stations d'Isle-Maligne (Alma) et de Roberval. - Moyennes pour la période 1941-1970	2.44
2.3	Fréquence et vitesse moyenne des vents à la station de Roberval - Données pour la période 1957-1972	2.45
2.4	Subdivisions de recensement et population du bassin du lac Saint-Jean, en 1971	2.46
2.5	Population des principaux sous-bassins du lac Saint-Jean en 1971	2.48
2.6	Utilisation de la terre agricole dans le bassin du lac Saint-Jean, en 1971	2.49
2.7	Agriculture des principaux sous-bassins du lac Saint- Jean, en 1971	2.50
2.8	Volume du bois coupé en 1974-75 dans les sous-bassins du lac Saint-Jean (en cunits)	2.51
2.9	Hydro-électricité du bassin du lac Saint-Jean	2.52
2.10	Industrie manufacturière dans les sous-bassins du lac Saint-Jean. - Répartition de la main-d'oeuvre employée dans diffé- rents secteurs industriels par sous-bassin, en 1975	2.53

	<u>PAGE</u>
2.11 Industrie des pâtes et papier et des produits métalliques primaires dans le bassin du lac Saint-Jean, 1975	2.54
2.12 Les principales scieries du bassin du lac Saint-Jean, 1975	2.55

LISTE DES FIGURES

		<u>PAGE</u>
2.1	Bassin hydrographique du lac Saint-Jean	2.56
2.2	Géologie du bassin hydrographique du lac Saint-Jean	2.57
2.3	Dépôts meubles du bassin du lac Saint-Jean	2.58
2.4	Tributaires du lac Saint-Jean	2.59
2.5	Limites territoriales des subdivisions de recensement (1971) et des sous-bassins hydrographiques du lac Saint- Jean	2.60
2.6	Population des sous-bassins du lac Saint-Jean (1971)	2.61
2.7	Utilisation de la terre en culture dans les sous-bassins du lac Saint-Jean, 1971	2.62
2.8	Bovins totaux (incluant vaches laitières et bovins de boucherie) dans les sous-bassins du lac Saint-Jean, 1971 ...	2.63
2.9	Porcs dans les sous-bassins du lac Saint-Jean, 1971	2.64
2.10	Poules et poulets dans les sous-bassins du lac Saint- Jean, 1971	2.65
2.11	Exploitation forestière: flottage du bois	2.66
2.12	Hydroélectricité du bassin hydrographique du lac Saint- Jean	2.67
2.13	Industrie de pâtes et papier et des produits métalliques primaires dans les sous-bassins du lac Saint-Jean	2.68

	<u>PAGE</u>
2.14	Industrie du bois de sciage dans les sous-bassins du lac Saint-Jean 2.69
2.15	Industrie alimentaire dans les sous-bassins du lac Saint-Jean 2.70
2.16	Utilisation du sol dans le bassin du lac Saint-Jean 2.71
2.17	Grandes zones géographiques du bassin du lac Saint-Jean 2.72

SOMMAIRE

Les caractéristiques biophysiques et les activités humaines des sous-bassins hydrographiques du lac Saint-Jean sont mises en relation avec la qualité des eaux du lac et de ses rivières. Certaines rivières telles que Ticouapé, La Belle Rivière, Bédard, Mistouc, A l'Ours et Couchepaganiche ont la majeure partie de leur bassin versant située sur les basses-terres et supportent des activités agricoles importantes. Leur qualité physico-chimique devrait contraster avec celle des rivières telles que Chamouchouane, Mistassini (en amont de Dolbeau) et Péribonca dont le bassin est en majeure partie situé sur le bouclier canadien et recouvert par la forêt. Par ailleurs, les centres urbains tels que Roberval, Alma et Dolbeau de même que les activités industrielles orientées vers les dérivés des produits forestiers constituent d'autres sources importantes de détérioration de la qualité des eaux du lac Saint-Jean.

1. INTRODUCTION

Il a été démontré que les caractéristiques géographiques d'un bassin hydrographique exercent une forte influence sur la qualité du milieu aquatique. Parmi les caractéristiques géographiques, il y a d'abord celles qui concernent le milieu naturel: topographie, géologie, climat, végétation forestière, etc., et il y a celles qui sont liées aux activités humaines: urbanisation, agriculture, industrie, etc. Ce sont toutefois ces dernières qui engendrent les véritables problèmes de détérioration de la qualité des eaux en contribuant à l'accélération du processus d'eutrophisation des écosystèmes aquatiques.

Etant donné que la qualité des eaux du lac Saint-Jean est en grande partie conditionnée par la qualité des eaux de ses tributaires, les données géographiques ont été, dans la plupart des cas, regroupées par sous-bassin hydrographique afin de mieux déterminer la contribution relative en apports de chaque tributaire dans le lac.

2. PRESENTATION GENERALE DU BASSIN HYDROGRAPHIQUE DU LAC SAINT-JEAN

Le bassin hydrographique du lac Saint-Jean, qui s'étend sur une superficie de 73,010 km² (28,200 mi²), s'inscrit entre les latitudes nord 47°20' et 52°15' et les longitudes ouest 70°35' et 75°20'. Il comprend les bassins des tributaires du lac Saint-Jean, de même que le territoire drainé par la Grande et la Petite Décharge¹, qui sont les deux émissaires du lac vers la rivière Saguenay. Ce bassin appartient à la région hydrographique 06 du MRN.

La partie défrichée du bassin, là où les activités humaines sont concentrées, ne représente que 8% de la superficie totale (5,700 km²) et correspond essentiellement aux basses-terres qui forment une enclave au sein

¹ Nous avons cru bon d'inclure, aux fins de l'inventaire des modes d'utilisation du territoire, la portion du bassin versant drainée dans la Petite Décharge, ce qui n'a pas été le cas pour le chapitre IV sur les aspects physiques du lac.

du bouclier canadien. Cela signifie que la majeure partie du territoire, soit 92% de la superficie, s'étend sur le bouclier canadien et est recouverte par la forêt boréale (figure 2.1).

Le lac Saint-Jean lui-même occupe environ 1,000 km² (387 mi²) et sert de collecteur à plusieurs grands tributaires, dont les principaux se retrouvent au nord du lac.

3. LE MILIEU NATUREL

3.1 Topographie

Le bassin se partage en deux zones topographiques: les basses-terres du lac Saint-Jean et les hautes-terres du bouclier canadien.

3.1.1 Les basses-terres

La région périphérique du lac Saint-Jean est une zone fortement affaisée, située au coeur des hautes-terres du bouclier. Elle s'identifie à une sorte de cuvette dont l'altitude moyenne varie de 100 à 150 m (350 à 500 pi), mais ne dépasse pas 180 m (600 pi) (Tremblay, 1971). Cette zone, orientée nord-ouest/sud-est, couvre une superficie de 5,700 km² (2,200 mi²). La topographie est relativement plane et s'incline légèrement vers le lac. Le lac lui-même loge dans la partie sud-est de la cuvette et son altitude s'élève à 97 mètres (320 pi). Le relief des basses-terres s'apparente à celui de la plaine, mais sa régularité est interrompue par les vallées des rivières, par des collines fluvio-glaciaires et par des affleurements rocheux. Ajoutons à cela la présence de terrasses dont la formation découle du retrait de la mer de Laflamme. Les plus importantes de ces terrasses sont échelonnées entre la rive nord du lac et le rebord du bouclier.

3.1.2 Les hautes-terres

Le contact entre les hautes-terres du bouclier et les basses-terres se fait de façon abrupte dans la partie sud/sud-ouest, où la limite est marquée par un escarpement de quelques centaines de mètres; cet escarpement linéaire correspond à une zone de faille allant de Saint-Félicien jusqu'à la Baie des Ha! Ha! Dans la partie nord, la limite est moins marquée: l'escarpement est moins rectiligne et devient sinueux.

Le relief des hautes-terres du bassin du lac Saint-Jean appartient au plateau laurentien. Ce plateau ondulé à surface inégale est situé à une altitude supérieure à 180 m (600 pi) au-dessus du niveau de la mer et peut même atteindre 760 m (2,500 pi). La topographie excessivement irrégulière consiste en une succession de collines arrondies et de vallées. Le système hydrographique dépend de la surface irrégulière des hautes-terres. Il se caractérise par des lacs de forme très irrégulière et par des rivières empruntant des vallées pleines de ruptures de pente, d'où chutes et rapides nombreux (Tremblay, 1971).

3.2 Géologie

3.2.1 Les hautes-terres du bouclier

Les hautes-terres comprennent des roches ignées ou métamorphiques datant de l'époque précambrienne. Comme l'indique la figure 2.2, la majeure partie des roches de fond consistent en gneiss mixtes et en paragneiss (quartzites, amphibolites, pyroxénites, gneiss à plagioclase, à hornblende, etc.) parsemés de quelques intrusions de granites et de roches charnockitiques (Clibbon et Bergeron, 1963). Ces roches sont cristallines, acides et peu altérables; les eaux des rivières qui s'écoulent sur ces roches devraient par conséquent être peu minéralisées et acides.

Par ailleurs, le secteur est du bassin du lac Saint-Jean (hautes-terres et basses-terres) se caractérise par la présence du plus grand massif d'anorthosite au Québec (Dresser, 1916). L'anorthosite affleure sur le rivage actuel du lac Saint-Jean, entre Taillon et Saint-Gédéon, et compose les nombreuses collines rocheuses dans le secteur compris entre la Petite et la Grande Décharge. L'anorthosite est une roche datant du Précambrien; c'est une roche ignée basique composée de feldspath plagioclase calco-sodique. Dionne (1972) a observé que cette roche était affectée de petites dépressions ou d'alvéoles; les processus littoraux seraient en partie responsables de ces formes mineures de corrosion dans l'anorthosite. **Cette roche est donc moins résistante à l'érosion et plus altérable que les roches acides du bouclier; elle pourrait dans une certaine mesure affecter la teneur en sodium et en calcium des eaux qui y circulent.** La figure 2.2 démontre que près du tiers du bassin de la **Péribonca**, la moitié du bassin de **Belle Rivière**, une portion du bassin de la **Mistassini** et la totalité du bassin de la **Bédard** ont un sous-sol constitué d'anorthosite.

3.2.2 Les basses-terres du lac Saint-Jean

Dans la dépression du lac Saint-Jean, les roches précambriennes sont recouvertes par des roches sédimentaires de l'Ordovicien, qui affleurent dans les secteurs sud et sud-ouest du lac, soit dans la région comprise entre Saint-Félicien et Sainte-Croix. Ces roches comprennent des calcaires du groupe de Trenton et des schistes argileux du groupe d'Utica (Benoît et Valiquette, 1971). On peut présumer que les rivières du sud du lac Saint-Jean, dont la majeure partie du bassin s'étend sur les roches du bouclier, présenteront une plus forte teneur en éléments majeurs dès qu'elles entreront en contact avec les roches sédimentaires des basses-terres, notamment avec les calcaires du groupe de Trenton, qui présentent une teneur élevée en CaCO_3 et sont par conséquent assez solubles (Dionne, 1967). **Ainsi, la teneur en calcium et en magnésium des rivières Ouatouchouaniche, Ouatouchouane, Métabetchouane et Couchepaganiche risque d'être plus élevée à l'embouchure de ces**

rivières en raison de la présence de calcaires dans la partie inférieure de leur bassin versant.

La partie des basses-terres située au nord du lac est recouverte d'une épaisse couche de sédiments non consolidés datant de l'époque quaternaire. L'épaisseur moyenne de ces sédiments est évaluée à environ 60 m (200 pi). Les affleurements rocheux sont pratiquement inexistantes en cet endroit, mais des forages à travers les sédiments ont révélé la présence de roches ordoviciennes, notamment des calcaires, à Saint-Méthode (Lasalle, 1968).

3.3 Dépôts meubles

Selon Lasalle (1968) et Tremblay (1971), les dépôts meubles consistent essentiellement en sédiments du Quaternaire d'origine glaciaire et post-glaciaires. Ceux-ci sont reliés à la présence successive du glacier du Wisconsin et de la mer de Laflamme, un bras de la mer de Champlain. Les eaux marines ont envahi la région dans la période de 9,500 à 8,000 ans B.P., et y ont déposé des sédiments dont l'épaisseur moyenne est de 60 mètres, pouvant même atteindre plus de 100 mètres par endroits (ex.: au nord de l'Ascension).

Les sédiments marins d'eau profonde sont constitués par des argiles que l'on retrouve jusqu'à la cote de 190 m (620 pi), ce qui correspond à peu près à la limite des basses-terres. Les argiles marines sont donc essentiellement confinées aux basses-terres. La carte des grandes unités pédo-géomorphologiques (Jurdant et al., 1972) reproduite à la figure 2.3 illustre la répartition des plaines argileuses:

- dans la partie sud-est du lac: plaine argileuse d'Hébertville correspondant aux bassins des rivières Couchepaganique, Belle Rivière et Bédard; l'argile de cette plaine est calcaire et a une épaisseur moyenne de 30 m;

- dans la partie nord-ouest du lac: plaine argileuse de Normandin correspondant au bassin de la rivière Ticouapé; l'argile de cette plaine est non calcaire;
- dans la partie nord de la Grande Décharge: plaine argileuse de Delisle correspondant aux bassins des rivières Mistouc et des Chicots;
- sur la rive sud-ouest du lac: plaine argileuse et terrasses sableuses de Chambord - La Doré correspondant aux bassins des rivières aux Iroquois et à l'Ours.

Les grandes étendues de sable que l'on retrouve près de l'embouchure des grands tributaires, au nord du lac, correspondent soit à des sédiments d'origine deltaïque, soit à des sédiments marins d'eau peu profonde (figure 2.3). Les sables d'origine deltaïque, ont été déposés par les "ancêtres" des grandes rivières du nord qui se déversaient dans le lac, alors que les sédiments marins sont des sédiments de rivage de la mer de Laflamme qui se sont déposés en terrasses, au fur et à mesure que la mer se retirait. Les dépôts de sables ont une épaisseur moyenne d'une dizaine de mètres et recouvrent les argiles marines. A l'intérieur des terrasses sableuses au nord du lac, on trouve de vastes tourbières et des marécages (savanes) qui se sont développés dans les anciens lacs pro-glaciaires. On peut noter aussi la présence d'une plaine argilo-sableuse et tourbeuse au voisinage des rivières Péribonca et Petite Péribonca (figure 2.3).

Au nord des plaines deltaïques, le territoire est recouvert d'argile sableuse mince et forme une lisière de contact doux entre les sables deltaïques des basses-terres et la plate-forme du bouclier, au nord.

A l'est du lac, soit au voisinage de la Grande et de la Petite Décharge, le horst de Kénogami constitue un bouchon rocheux recouvert de matériaux glaciaires plutôt minces. Enfin, dans les hautes-terres du bassin, on retrouve des collines cristallines et des dépôts glaciaires. Les affleurements sont nombreux, mais le substratum est en grande partie recouvert de sédiments glaciaires (till) et fluvio-glaciaires peu épais.

Les rivières coulant dans les argiles devraient être chargées en sédiments en suspension. De plus, les argiles devraient avoir une influence sur la teneur en chlorures, sodium et potassium des eaux des rivières qui y coulent. Les argiles calcaires de la partie sud-est des basses-terres doivent certainement contribuer à augmenter la teneur en calcium et magnésium des rivières Couchepaganiche, Belle Rivière et Bédard. Il ne s'agit pas ici de détérioration de la qualité des eaux, mais de caractéristiques chimiques naturelles des eaux.

3.4 Réseau hydrographique

Le lac Saint-Jean sert de collecteur à de nombreuses rivières prenant leur source dans le bouclier canadien. Le système hydrographique dépend de la surface irrégulière des hautes-terres. Les rivières empruntent des vallées pleines de ruptures de pentes, d'où chutes et rapides nombreux.

La plus considérable de ces rivières est la Péribonca, qui se jette au nord-est du lac; d'une longueur de 480 km, elle draine un bassin de 26,925 km². Au nord-ouest du lac, la Mistassini d'une longueur de 320 km, draine un territoire de 21,877 km² après avoir reçu, près de son embouchure, les eaux de la Mistassibi et de la rivière aux Rats. La Chamouchouane, d'une longueur de 320 km, draine une superficie de 15,741 km² et se déverse au nord-ouest du lac, à proximité de l'embouchure de la Mistassini. A eux seuls, ces trois grands tributaires du nord drainent un territoire représentant 87% de la superficie totale du bassin. Quant aux tributaires du sud, ils sont moindre importance. La rivière Métabetchouane est la rivière qui draine la plus grande superficie au sud du lac, soit 2,325 km².

Les eaux du lac Saint-Jean se déversent dans la rivière Saguenay par l'intermédiaire de deux émissaires: la Grande Décharge et la Petite Décharge. Ces deux canaux se rejoignent à une distance de 14 km du lac, après avoir contourné l'île d'Alma. La Grande Décharge reçoit les eaux de trois ruisseaux: Mistouc, des Chicots et des Harts, alors que la Petite Décharge reçoit celles de la rivière Bédard et du ruisseau Rouge.

Le tableau 2.1 présente la liste des tributaires et de ses décharges, et la figure 2.4 indique leur localisation. On doit noter qu'en plus des 21 tributaires du lac Saint-Jean, deux sous-tributaires ont été étudiés par l'INRS-Eau, soit la rivière à l'Ours, tributaire de la Chamouchouane, et la rivière Moreau, tributaire de la Petite Péribonca.

Quant au lac Saint-Jean, sa superficie de 1,002 km² en fait le cinquième plus grand lac au Québec. Selon Blanchard (1935), la tectonique serait indirectement responsable de sa formation, mais c'est le glacier qui l'aurait façonné. Tremblay (1971) avance la possibilité que le lac ait existé avant la glaciation du Wisconsin. En général, sa profondeur est relativement faible¹.

3.5 Climat

Selon la classification de Koppen (1936), le climat global de la région est du type Dfb, c'est-à-dire continental humide, à été froid, sans raison sèche.

D'après Villeneuve (1959), "le lac Saint-Jean possède une surface d'eau suffisamment étendue pour influencer d'une façon appréciable le climat de sa plaine riveraine". L'amplitude de la température est moins grande sur les rives du lac que dans la région montagneuse avoisinante. Un fait à remarquer est la rapide montée de la température d'avril à mai et la décroissance beaucoup plus lente de septembre à octobre.

La région des basses-terres du lac est donc privilégiée par rapport aux régions avoisinantes et surtout par rapport aux régions de même latitude. Le climat est plus influencé par la masse d'eau lacustre que par le relief. Ainsi, au nord du lac, la topographie est plane, mais les conditions climatiques s'apparentent à celles du bouclier. Par contre, au sud du lac Saint-Jean, le climat tempéré se prolonge même à l'intérieur des hautes-terres (Pleau, 1969).

¹ Ses caractéristiques morphométriques seront décrites au chapitre IV.

3.5.1 Température et précipitation

D'après Villeneuve (1967), les températures moyennes annuelles varient de 0⁰ à 3⁰C (32⁰ à 37⁰F). La température moyenne de juillet est de 17⁰ à 18⁰C (63⁰ à 64⁰F), avec un maximum moyen de près de 32⁰C (90⁰F). Les valeurs de température sont relativement plus élevées que celles du Parc des Laurentides, situé plus au sud.

La précipitation moyenne annuelle est d'environ 87.5 centimètres (35 pouces) alors qu'une vaste région au sud-ouest du lac Saint-Jean ne reçoit pas plus de 80 centimètres (32 pouces) de précipitation, à cause d'un phénomène de subsidence (Gagnon, 1969). La précipitation annuelle est légèrement plus faible au lac Saint-Jean que dans les régions de l'estuaire du Saint-Laurent et du plateau appalachien, où elle varie de 87.5 à 100 centimètres (35 à 40 pouces).

La période sans gelée varie de 100 à 125 jours dans la région du lac Saint-Jean alors qu'elle se tient entre 125 et 150 jours dans la région de Montréal (Villeneuve, 1967).

Les données de température et de précipitation des stations de Roberval et d'Isle Maligne, compilées sur la période allant de 1941 à 1970, apparaissent au tableau 2.2; elles indiquent les légères différences climatiques existant entre la rive ouest et la rive est du lac Saint-Jean.

3.5.2 Direction des vents

Sur une base annuelle, les vents du nord-ouest sont dominants dans la région. Cependant, durant la période estivale, les vents du sud-ouest prédominent. Les données sur la fréquence des vents pour la station de Roberval, compilées sur une période de 16 ans, apparaissent au tableau 2.3. On constate qu'en juillet, 35% des vents viennent du sud-ouest et 20% du nord-ouest alors qu'en janvier, 32% des vents viennent du nord-ouest et 20% du sud-ouest:

Juillet:		%	
	SSO	7	} 35%
	SO	17	
	OSO	11	
	0	13	
	ONO	10	} 20%
	NO	7	
	NON	3	
Janvier:		%	
	SO	4	} 20%
	SO	8	
	OSO	8	
	0	14	
	ONO	15	} 32%
	NO	13	
	NNO	4	

En ce qui concerne la vitesse moyenne des vents, les vents du sud-ouest sont légèrement plus forts que ceux du nord-ouest, en hiver comme en été (tableau 2.3). La vitesse moyenne annuelle des vents venant de l'ouest s'établit comme suit:

Vitesse moyenne annuelle:	(m/h)
SSO	12.6
SO	13.4
OSO	11.2
0	10.4
ONO	11.3
NO	11.5
ONO	10.7

A cause de la dominance des vents d'ouest et de leur vitesse, la partie ouest du lac est plus continentale, moins arrosée en été et moins neigeuse en hiver. Elle est plus ensoleillée, d'une humidité relative plus faible et d'une évaporation plus grande, en été (Gauthier, 1975).

3.6 Végétation forestière

La majeure partie du bassin, soit 92% de la superficie totale, est recouverte par la forêt.

Dans les basses-terres, la végétation naturelle de la région a été fortement perturbée par l'agriculture, l'exploitation forestière ancienne ou les feux de forêt. La sapinière à bouleau jaune avec une certaine proportion de pins blancs pourrait constituer la végétation climacique (climax) dans la plaine du lac Saint-Jean. Quelques érablières à bouleau jaune subsistent sur le flanc sud du bouclier, mais ces dernières ne peuvent pas être considérées comme représentatives de la végétation naturelle de l'ensemble du bassin. Les principales associations forestières de la région sont représentées au nord et au nord-est par des pineraies grises sur des sables grossiers et moyens, et des tremblaies sur des sables plus fins; ces deux types de peuplement résultent des feux de forêt. Les peuplements d'épinette noire sont, après la tremblaie, ceux que l'on rencontre le plus fréquemment.

Après l'élévation en altitude, les tremblaies et les pineraies grises ont tendance à disparaître. L'épinette noire et le sapin baumier accrochés sur les sols morainiques du socle précambrien dominant sur les hautes-terres du bouclier.

4. ACTIVITES HUMAINES

4.1 Distribution de la population et urbanisation

A partir des résultats du recensement de 1971 (Statistique Canada), la population du territoire a été estimée à 103,309 habitants. Ce nombre comprend les populations des comtés de Lac-Saint-Jean-Ouest et de Lac-Saint-Jean-Est, de même que celle de la municipalité de Labrecque dans le comté de Chicoutimi. Cette population est répartie en 51 subdivisions de recensement (ou municipalités), soit: 6 cités et villes, 14 villages, 11 paroisses et

cantons, 20 municipalités sans désignation et une réserve indienne (Pointe-Bleue); le reste de la population, soit 312 habitants, se retrouve dans des territoires non municipalisés (tableau 2.4 et figure 2.5).

D'après Statistique Canada (1973), la population urbaine du territoire s'élève à 63,490 habitants, ce qui représente 61% de la population totale du bassin.

DIVISIONS DE RECENSEMENT	POPULATION TOTALE	POPULATION URBAINE	POPULATION RURALE	POPULATION RURALE AGRICOLE
Lac-Saint-Jean-Est	45,220	32,555	12,665	4,400
Lac-Saint-Jean-Ouest	57,075	30,935	26,140	6,540
Chicoutimi (Labrecque)	1,014	-	1,014	234
TOTAL DU BASSIN	103,309	63,490	39,819	11,174

Notons que Statistique Canada considère comme urbaines les populations habitant dans les cités, villes et les villages de plus de 1,000 habitants ou celles dont la densité est égale à plus de 1,000 habitants par mille carré. Dans la région du lac Saint-Jean, les villes sont petites et l'on ne trouve que quatre cités et villes dont la population soit supérieure à 5,000 habitants:

CITES ET VILLES	POPULATION	SOUS-BASSINS
Alma	22,622	Petite Décharge
Roberval	8,330	Lac Saint-Jean
Dolbeau	7,633	Mistassini
Saint-Félicien	5,016	Chamouchouane

Dolbeau et Alma doivent leur existence à leurs fonctions industrielles, les fonctions prépondérantes de Saint-Félicien et Roberval ayant été axées, du moins jusqu'à aujourd'hui, sur des activités de service et d'administration. Toutes les agglomérations sont dispersées en bordure du lac ou sur les rives de ses tributaires.

La population des sous-bassins hydrographiques a été estimée en regroupant les données de population de toutes les subdivisions de recensement (municipalités) comprises à l'intérieur des limites de chaque sous-bassin hydrographique (figure 2.5). Sur le tableau 2.5, on a indiqué la population totale de chaque sous-bassin hydrographique alors que la figure 2.6 illustre la distribution et l'importance relative de la population dans les sous-bassins. On constate que la plus forte concentration de population, soit 20,000 habitants, se retrouve dans la zone riveraine de la Petite Décharge, où s'étend la ville d'Alma. La seconde concentration de population est localisée dans le sous-bassin de la rivière Mistassini, où se trouve la ville de Dolbeau (14,400 habitants), et la troisième concentration est constituée par la zone de Roberval (11,400 habitants), qui déverse ses eaux usées directement dans le lac. Notons que la Cité de Roberval est la seule municipalité du bassin qui s'approvisionne en eau potable dans le lac Saint-Jean.

La population desservie par un réseau d'égout à l'intérieur de chaque sous-bassin est représentée au tableau 2.5 et à la figure 2.6. Cette

population a été estimée à partir des statistiques du Bureau de la Statistique du Québec (1974). On remarque que les plus forts pourcentages de population desservie par un réseau d'égout sont localisés dans les bassins à caractère urbain très marqué: les Petite et Grande Décharges, la zone riveraine de Roberval et le sous-bassin de la Mistassini. Pour l'ensemble du bassin, le pourcentage de population desservie par un réseau d'égout s'établit à 65% de la population totale, soit 67,500 habitants. Les rejets d'eaux usées sanitaires de cette population contribuent à la contamination bactériologique des cours d'eau et peuvent être considérés comme une importante source d'apports en substances nutritives¹ (azote et phosphore). Cette contribution est d'autant plus forte, que la plupart des municipalités ne traitent pas leurs eaux usées sanitaires.

4.2 Agriculture

La superficie consacrée à l'agriculture est peu importante si l'on considère l'ensemble du bassin hydrographique du lac Saint-Jean, puisqu'elle ne représente que 2% de la superficie totale du bassin, soit 1,717 km². Toutefois, cette superficie devient relativement importante si l'on ne considère que la partie développée du bassin (5,696 km²), dont les limites correspondent approximativement à celles des basses-terres du lac Saint-Jean. Dans ce cas, le pourcentage de superficie agricole s'établit à 30% de la superficie des basses-terres. Malgré certaines contraintes climatiques dues à une position relativement élevée en latitude, la vocation agricole des basses-terres du lac Saint-Jean a été favorisée par une topographie relativement plane, par la présence de vastes étendues d'argile marine ainsi que par un climat continental adouci par la proximité d'une grande nappe d'eau lacustre.

4.2.1 Utilisation de la terre agricole

L'agriculture est principalement axée sur la production laitière; par conséquent, les grandes cultures et les pâturages tiennent la pre-

¹ Les apports en azote et phosphore provenant de la population ont été calculés et sont présentés aux tableaux 3.3 et 3.4 du chapitre III.

mière place du domaine agricole. Toutefois, le bleuets est en voie de devenir un produit agricole commercial important depuis l'aménagement récent de grandes bleuetières sur les sables deltaïques du nord-ouest du lac Saint-Jean.

En 1971, la région comptait 1,871 fermes de recensement et la superficie agricole était estimée à 1,717 km² (424,996 acres) (tableau 2.6). L'espace considéré comme agricole par Statistique Canada comprend les terres cultivées, les pâturages, les terres en friches, les jachères, les terres à bois et d'autres terres non défrichées. Le tableau 2.6 indique que le total des superficies en culture et en pâturage s'élève à 1,085 km² (268,621 acres). Etant donné que 80% des fermes sont des exploitations laitières, il est normal de constater la superficie importante occupée par les fourrages (foin) et les céréales (avoine surtout); le foin cultivé représente 62% de la superficie en culture alors que l'avoine total en représente 28%.

La superficie consacrée aux bleuets n'est pas comprise dans la superficie totale en culture puisque les bleuetières aménagées sont à mi-chemin entre le défrichement et le boisé, et par conséquent ne sont pas considérées comme une culture traditionnelle (Gauthier, 1975). En 1971, on comptait 18 bleuetières aménagées occupant une superficie de 119 km² (29,464 acres). C'est dans les bassins des rivières Ticouapé, Mistassini, Chamouchouane et Péribonca que sont principalement localisées les bleuetières.

Les données de Statistique Canada sur l'utilisation de la terre agricole par subdivisions de recensement ont été regroupées par sous-bassin hydrographique et sont présentées au tableau 2.7. La figure 2.7 illustre la distribution et l'importance relative des superficies cultivées dans les sous-bassins; on y a également représenté la proportion de superficie utilisée par les pâturages, le foin et l'avoine. On constate que les plus importantes superficies en culture sont localisées dans le sous-bassin de la rivière Ticouapé (plaine argileuse de

Normandin), les sous-bassins de Belle Rivière, de la rivière Bédard (plaine argileuse d'Hébertville) et le sous-bassin de la rivière Mistouc (plaine argileuse de Delisle). Le bassin de la rivière Ticouapé est de loin le plus important quant à la superficie en culture et en pâturage.

4.2.2 Engrais chimiques

La relation qui existe entre les terres en culture et la détérioration de la qualité de l'eau est en grande partie attribuable à l'utilisation d'engrais chimiques. Dans le bassin du lac Saint-Jean, la superficie fertilisée par ces engrais s'établit à 26,310 acres (106 km²) et la quantité d'engrais utilisée s'élève à 3,352 tonnes. Les principales cultures fertilisées sont le foin, l'avoine, les pommes de terre et l'orge. On a indiqué, au tableau 2.7, la superficie fertilisée dans chaque sous-bassin hydrographique. Connaissant la superficie fertilisée pour chaque type de culture, il est possible par la suite d'évaluer la quantité et la nature des engrais chimiques utilisés dans chaque sous-bassin hydrographique.

4.2.3 Elevage

L'utilisation des terres en culture présentée plus haut est caractéristique d'une agriculture axée sur la production laitière. Ce sont donc les bovins qui constituent la part principale du bétail. En 1971, le bassin comptait 81,518 bovins totaux (dont 41,740 vaches laitières), 19,273 porcs, 436,016 poules et poulets, 6,477 moutons et 564 chevaux.

Le tableau 2.7 indique la répartition du bétail dans chaque sous-bassin hydrographique. On remarque que le plus grand nombre de bovins est concentré dans le bassin de la rivière Ticouapé (20,764 têtes), lequel est suivi du bassin de Belle Rivière (9,928 têtes). La répartition des autres animaux d'élevage est à peu près identique à celle des

bovins, sauf que la plus forte concentration de poules et poulets est localisée dans le sous-bassin de Belle Rivière (80,090 poules et poulets) (figures 2.8, 2.9 et 2.10).

Les pratiques agricoles (élevage, utilisation d'engrais chimiques, drainage des terres agricoles) contribuent dans une large mesure à la pollution des cours d'eau. Le fumier provenant de l'élevage est souvent épandu dans les champs en culture et tout comme les engrais chimiques, il parvient aux fossés de drainage, puis aux cours d'eau par lessivage ou par érosion. Ces deux matières (fumier et engrais chimiques) constituent des sources d'apports en substances nutritives (azote et phosphore) et peuvent, de plus, entraîner une contamination bactériologique des cours d'eau.

On doit ajouter à ces deux dernières sources de contamination, les apports en substances toxiques qui proviennent de l'utilisation d'insecticides et d'herbicides sur les terres en culture. On ne possède pas de données sur la nature et la quantité des produits pesticides qui ont été utilisés dans les sous-bassins du lac Saint-Jean, mais on connaît, par Statistique Canada, la superficie sur laquelle on a fait l'épandage de ces produits. Sur l'ensemble du bassin, le total de la superficie pulvérisée ou poudrée par des insecticides et par des herbicides s'établit à environ 7 km² (tableau 2.6).

4.3 Exploitation forestière

L'exploitation forestière, et la transformation du bois qui en dérive, est le principal moteur de l'économie régionale. Elle fait vivre directement quelque 5,000 travailleurs affectés soit à la coupe du bois, soit à sa transformation: scieries, pâtes et papier et d'autres industries du bois. La région hydrographique du Saguenay - Lac Saint-Jean représente une des régions majeures dans l'économie forestière, assurant plus du quart du volume d'approvisionnement de l'industrie de transformation du bois au Québec.

La présence d'une forêt coniférienne composée principalement d'épinettes noires et de sapins baumier confère au bassin du lac Saint-Jean une vocation papetière.

Près de 95% des forêts régionales révèlent du domaine public, c'est-à-dire qu'elles appartiennent à l'Etat, mais la majeure partie de ce domaine est concédée aux entreprises forestières, dont les 4/5 aux compagnies Price, St. Lawrence Corporation (Domtar), Consolidated Bathurst et Murdock Lumber, et le 1/5 à la Saint-Raymond et autres petites entreprises (Pépin, 1969). Il existe encore une superficie non concédée d'environ 26,000 km² partagée entre la partie septentrionale du bassin de la Péribonca et la majeure partie de la forêt domaniale de Roberval, cette dernière recouvrant partiellement les bassins des rivières Chamouchouane et Mistassini. Cependant, la forêt domaniale de Roberval alimentera prochainement la nouvelle usine de pâtes et papier Donohue - Saint-Félicien.

Les bassins des rivières Chamouchouane, Mistassini et Péribonca composent le coeur de l'exploitation forestière et représentent 44,300 km² de superficie productive. Le volume de bois coupé dans ces trois bassins pendant la période 1974-75 est estimé à 972,710 cunits¹, dont environ 97% de résineux (tableau 2.8).

L'exploitation forestière a été organisée dans le cadre des bassins hydrographiques à cause des facilités de transport du bois par flottage. Ce mode de transport, le plus économique, est favorisé par l'orientation nord-sud des grandes rivières. On a représenté, à la figure 2.11, les rivières où les compagnies effectueraient encore le flottage du bois en 1974 et 1975. En 1975, la compagnie Price, qui occupe la partie aval et médiane de la Péribonca, acheminait sur cette rivière 335,000 cunits de bois alors que la compagnie Murdock faisait flotter 66,000 cunits sur la rivière Ouasiemscas, affluent de la rivière Mistassini. Quant à la St. Lawrence Corporation (Domtar), qui occupait jusqu'en 1974 la partie aval de la rivière aux Rats

¹ 1 cunit = 100 pieds cubes de bois.

et de la rivière Mistassini, elle a cessé ses activités de flottage en 1975 (Michaud, 1976). On constate heureusement que le transport du bois par flottage tend à disparaître au profit du transport par camion. Ainsi le bois de la forêt domaniale de Roberval sera acheminé par camion à l'usine Donohue - Saint-Félicien.

Les coupes forestières et le flottage du bois entraînent des détériorations de la qualité de l'eau. Parmi les effets les plus importants du **déboisement**, mentionnons:

- l'augmentation du lessivage des sols et de l'érosion, ce qui se traduit par l'augmentation des charges en matières solides et dissoutes dans les rivières;
- l'augmentation de la température des eaux, ce qui peut nuire à la flore et à la faune aquatiques.

Quant au **flottage du bois**, ses effets négatifs sur la qualité de l'eau sont trop nombreux pour qu'on puisse tous les énumérer ici. Qu'il suffise de mentionner les plus importants, tels que:

- l'accumulation de débris d'écorce dans le fond des cours d'eau;
- l'apport de matières en suspension;
- la destruction des frayères recouvertes par les dépôts d'écorce;
- la coloration brunâtre apportée à l'eau par les dépôts d'écorce;
- la détérioration de l'esthétique des berges et les nuisances causées à la récréation par les dépôts de bois le long des rives.

4.4 Hydro-électricité

L'énergie hydro-électrique est, après la forêt, la ressource naturelle qui a le plus d'impact sur l'économie de la région. Cette énergie est liée au débit des rivières qui assurent des réserves d'eau considérables; celles-ci sont assez régulières en raison de la stabilité et de l'abondance des précipitations.

L'électricité fournie par les barrages construits sur les rivières du bassin a favorisé le développement de l'industrie papetière et de l'aluminerie. La Compagnie d'Aluminium du Canada Ltée (ALCAN) demeure le plus gros producteur d'énergie hydro-électrique de la région, ses usines d'aluminium dépendant directement de cette forme d'énergie. Cette compagnie a aménagé quatre centrales, dont une sur la Grande-Décharge: Isle-Maligne, et trois sur la rivière Péribonca: Chute-des-Passes, Chute-du-Diable et Chute-à-la-Savane (tableau 2.9). La figure 2.12 illustre l'importance relative de la puissance installée de ces quatre centrales, de même que le potentiel non encore aménagé de la rivière Chamouchouane et de la rivière Péribonca.

La construction des barrages et des centrales assure la régularisation des cours d'eau et le contrôle de leur débit. Cependant, en modifiant les conditions naturelles de l'écoulement, les aménagements hydro-électriques ne sont pas sans causer certaines perturbations au milieu. Ainsi, en 1925, la construction par l'ALCAN du barrage d'Isle-Maligne provoqua une élévation sensible du niveau estival du lac Saint-Jean, qui passa de 315 pieds à 333 pieds aux basses eaux moyennes d'été. **Cette hausse de niveau du lac causa des dommages à de nombreux riverains et inonda plusieurs bonnes terres agricoles.** Actuellement, la compagnie ne peut hausser le niveau du lac au-delà de la cote de 333.41 pieds, soit le niveau 17.5, à l'échelle de Roberval. Afin d'éviter d'être tenue responsable d'autres dommages causés par d'éventuelles inondations, la compagnie est devenue propriétaire, en 1927, de la plupart des terrains riverains du lac, jusqu'à une limite correspondant aux cotes de 20, 22.5 ou 25 à l'échelle de Roberval (Prévost, 1977).

Parmi les autres effets nocifs attribuables à l'aménagement hydro-électrique des rivières, soulignons que les barrages constituent des obstacles à la remontée de certains poissons vers leurs aires de frai (ex.: la ouananiche), nuisant grandement de ce fait à la reproduction de ces ressources biologiques. On doit également mentionner les méfaits de l'érosion causés par les hausses répétées du niveau des eaux du lac, ce qui compromet grandement l'aspect esthétique des berges et leur utilisation à des fins récréatives.

4.5 Industrie manufacturière

L'industrie manufacturière du bassin est concentrée en quatre secteurs majeurs, soit:

- les pâtes et papier;
- les produits métalliques primaires (aluminium);
- les produits du bois (scieries);
- les produits alimentaires.

Les trois premiers secteurs sont liés directement à la mise en valeur de ressources naturelles de la région (ressources forestières et hydrauliques) alors que le quatrième est basé sur la production agricole. Au tableau 2.10, on a regroupé par sous-bassin le nombre d'employés affectés aux différents secteurs de l'industrie manufacturière. Ces données ont été tirées du répertoire industriel Scott's (1975).

4.5.1 Pâtes et papier et produits métalliques primaires

Le secteur de l'industrie manufacturière qui emploie le plus grand nombre de travailleurs (1,915 employés) est celui des pâtes et papier. Le bassin compte trois usines de pâtes et papier qui sont actuellement

en exploitation et une quatrième (Donohue - Saint-Félicien) dont la production devait débiter à la fin de 1978 (tableau 2.11). Le second secteur industriel en importance quant à la production est celui des produits métalliques primaires. Ce secteur ne compte qu'une seule usine, celle de l'Alcan, où 900 employés sont affectés à la fabrication de lingots d'aluminium.

La figure 2.13 illustre le nombre d'employés regroupés par sous-bassin dans les secteurs des pâtes et papier et des produits métalliques primaires.

Les usines de pâtes et papier rejettent des substances toxiques de toute sorte ainsi que des solides en suspension. Les rejets entraînent également une élévation sensible de la température de l'eau et provoquent une augmentation de la D.B.O.¹ et de la D.C.O.². Ils représentent donc un risque pour la survie des organismes biologiques dulcicoles. Les rejets de l'usine de pâtes et papier de la Domtar ont déjà contribué à la détérioration de la qualité de la rivière Mistassini, en aval de Dolbeau. Nous devons nous réjouir, cependant, de la récente décision du gouvernement (SPEQ) qui a empêché que les eaux usées de la nouvelle usine Donohue - Saint-Félicien soient déversées dans la rivière Chamouchouane. Ceci aurait entraîné une perturbation importante, sinon la disparition certaine de la ouananiche, la rivière Chamouchouane constituant la principale aire de frai pour la reproduction de cette espèce.

4.5.2 Industrie du bois

L'industrie du bois de sciage est complémentaire à celle des pâtes et papier, cette dernière utilisant des résidus de production du bois de sciage. Le bassin du lac Saint-Jean compte environ 30 scieries

¹ D.B.O.: demande biologique d'oxygène.

² D.C.O.: demande chimique d'oxygène.

employant 1,769 personnes (tableau 2.10). Tel que l'indique la figure 2.14, les scieries sont localisées en majeure partie dans la région nord-ouest du lac correspondant aux sous-bassins des rivières Chamouchouane, Ticouapé et aux Iroquois. Les principales scieries du bassin sont mentionnées au tableau 2.12.

4.5.3 Industrie des produits alimentaires

L'industrie des produits alimentaires est principalement basée sur la production agricole de la région. Elle emploie 750 personnes, dont 254 employés dans la transformation des produits laitiers, 173 employés dans le secteur de l'abattage et de la préparation des viandes et 313 employés dans divers autres types de produits alimentaires: moulée, pain, eaux gazeuses, etc. (tableau 2.10).

La figure 2.15 indique que l'industrie des produits alimentaires est concentrée dans le sous-bassin de la rivière Bédard, notamment dans la municipalité de Saint-Bruno. Cette industrie est également présente à Chambord, dans le sous-bassin de la rivière Métabetchouane.

L'industrie des produits alimentaires (particulièrement celles de la transformation des produits laitiers et l'abattage et la préparation des viandes et volailles) contribue dans une large mesure à la pollution des rivières. Les eaux usées de ces industries sont d'importantes sources d'apports en matière organique et en substances nutritives; de plus, elles entraînent la contamination bactériologique de cours d'eau. En ce qui concerne la Chaîne Coopérative du Saguenay, de Saint-Bruno, il semblerait que cette compagnie traite ses eaux usées et recycle les résidus de l'abattage des volailles, ce qui peut atténuer l'impact de cette industrie sur la qualité de la rivière Bédard.

PRINCIPALES INDUSTRIES ALIMENTAIRES DANS LE BASSIN DU LAC SAINT-JEAN - 1975				
ENTREPRISE	LOCALISATION	SOUS-BASSIN	PRODUCTION	EMPLOYES (nb)
Chaîne Coopérative du Saguenay	Saint-Bruno	Bédard	Abattage et entreposage de la viande; volaille, oeufs, moulée	159
Laiterie Mont St-Bruno	Saint-Bruno	Bédard	Produits laitiers	40
Association Coopérative laitière du Saguenay - Lac St-Jean	Chambord	Métabetchouane	Poudre de lait et beurre	70

SOURCE: Répertoire industriel Scott's, 1975.

5. RECREATION ET TOURISME

Le lac Saint-Jean est une "mer intérieure" dont les rivages possèdent une valeur récréative indéniable. La qualité et la dimension de ce plan d'eau lui confèrent des conditions très intéressantes pour les activités récréatives à caractère aquatique: baignade, navigation de plaisance et pêche sportive. De plus, le lac est facile d'accès en toutes saisons, étant situé à proximité des centres de population. Ces atouts confirment la vocation du lac comme lieu de villégiature et de loisirs de plein air. Le lac possède également plusieurs attraits sur le plan touristique; d'ailleurs, il attire, chaque année, de nombreux visiteurs dans la région.

5.1 Les activités récréatives à caractère aquatique

5.1.1 La baignade et les autres activités de plage

Les plages sablonneuses qui sont présentes sur la majeure partie du pourtour du lac favorisent la baignade, malgré certaines limitations dues à la température de l'eau. Les plus belles plages se rencontrent principalement sur le **littoral sud-est** entre Chambord et Saint-Henri-de-Taillon. Ce secteur comporte une succession ininterrompue de plages privées ou semi-publiques, qui reçoivent pendant la saison estivale en moyenne 3,000 baigneurs par semaine, et ce nombre peut atteindre 6,000 certaines fins de semaine. Ces plages sont en majorité réservées aux propriétaires de chalets ou à des clubs privés alors que les autres sont gérées par des municipalités ou par des particuliers (Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche (M.T.C.P.), 1969).

Les plages sablonneuses constituent, pour le lac Saint-Jean, une ressource récréative très importante. On doit cependant déplorer le fait que la majeure partie de ces plages ne soient pas accessibles au grand public et qu'elles ne soient utilisées que par un petit nombre de privilégiés. Il serait souhaitable qu'une partie des berges du lac, c'est-à-dire celles qui possèdent le plus grand potentiel récréatif, soient administrées par un organisme public, soit régional ou intermunicipal, soit provincial (M.T.C.P., par exemple). Cette prise en charge par un organisme public assurerait la mise en valeur de l'immense potentiel récréatif des berges du lac et permettrait de les rendre plus accessibles au public. De plus, une telle administration aurait pour avantages de:

- favoriser un aménagement rationnel en assurant une uniformité dans le développement des berges et en empêchant tout développement anarchique de chalets, résidences ou autres constructions;

- éviter la spéculation, en interdisant le morcellement et la vente des berges à des particuliers afin de sauvegarder le caractère public de ces sites récréatifs;
- assurer le maintien d'une bonne qualité de l'environnement de ces berges.

La création de parcs provinciaux en certains secteurs des berges pourrait même être envisagée. On doit souligner qu'un premier pas vient d'être fait en ce sens. Le M.T.C.P. a récemment obtenu, après entente avec l'Alcan, les droits de juridiction sur le territoire de la pointe Taillon. Ce territoire, situé à l'embouchure de la rivière Péribonca, couvre une superficie de 83 km². Le M.T.C.P. vient de créer en cet endroit un parc pour la conservation de la faune et de la flore. Un projet de développement récréatif sera également intégré à ce parc puisque le site de la pointe Taillon possède de très belles plages sablonneuses qui pourraient être utilisées pour la baignade et d'autres activités de plage. La pointe Taillon a cependant le désavantage d'être située assez loin des centres de population, ce qui la rend moins facile d'accès que le littoral sud-est du lac.

5.1.2 La navigation de plaisance

La navigation de plaisance est une autre activité récréative à laquelle le lac peut se prêter. Cependant, l'ampleur de la nappe d'eau ainsi que la présence presque constante de vents assez forts et de vagues assez grosses sur le lac imposent quelques contraintes. Cette activité s'exerce généralement à peu de distance des berges, principalement dans des embarcations à moteur et souvent en fonction de la pêche sportive. On observe toutefois, depuis quelques années, un intérêt croissant pour la navigation à voile.

Le lac compte huit ports de plaisance qui sont localisés à: Saint-Félicien, Roberval, Saint-Gédéon (Domaine Lindsay), Saint-Gédéon (Club nautique de Belle Rivière), Sainte-Monique, Péribonka, Chambord et Alma.

5.1.3 La pêche sportive

Les principaux poissons d'intérêt sportif qui sont pêchés dans le lac sont le doré, le brochet, la ouananiche en été, et la lotte, en hiver. C'est toutefois la ouananiche qui est l'espèce la plus populaire et qui fait la renommée du lac Saint-Jean. Ce lac est, en effet, le plus important du Québec quant à la production de ouananiches. C'est dans la rivière Chamouchouane et son affluent, la rivière aux Saumons, que se trouvent les aires de frai les plus propices à la reproduction de cette espèce; le nombre de géniteurs se reproduisant annuellement dans ces deux rivières se situerait entre 5,000 et 6,000 individus (Lesage, 1978).

La ouananiche constitue une ressource touristique d'une très grande valeur, attirant chaque année des milliers de pêcheurs provenant de la région et de plusieurs parties de la province. La région de Chambord serait l'un des endroits les plus propices pour la pêche à la ouananiche. Pour l'année 1977, Lesage (1978) a estimé à environ 20,000 le nombre de ouananiches capturées par les pêcheurs.

Il importe de tout mettre en oeuvre pour conserver cette ressource aquatique dont le lac est l'un des rares détenteurs. Ainsi, il faut à tout prix éviter que des déversements d'eaux usées, industrielles et autres, ne viennent compromettre la survie de cette espèce.

5.2 La villégiature

Les aires de villégiature (ou aires de chalets) se sont développées sur une mince bande de terrain autour du lac. A partir d'enquêtes effectuées auprès des municipalités riveraines du lac, on a estimé à près de 2,000 le nombre total de chalets d'été établis sur le pourtour du lac Saint-Jean, en 1977. La majeure partie de ces chalets ont été construits sur des terrains appartenant à l'Alcan.

Les principales zones de villégiatures sont concentrées sur le **littoral sud-est du lac**, à proximité des plus belles plages sablonneuses. Saint-Gédéon constitue le principal lieu de villégiature. On y compte environ 500 chalets d'été privés, une base de plein air, des terrains de camping, une auberge de jeunesse et deux ports de plaisance. Les autres lieux de villégiature importants sont Chambord (430 chalets), Métabetchouane (250 chalets), Saint-Joseph d'Alma (225 chalets) et Saint-Henri-de-Taillon (200 chalets).

Le potentiel récréatif des zones de villégiature du littoral sud-est risque toutefois d'être compromis par des problèmes de pollution de l'eau et des berges. Ainsi certaines plages de Saint-Gédéon sont affectées par les déversements agricoles de la Belle Rivière. De plus, les chalets sont souvent équipés de fosses septiques inadéquates, de sorte que les plages sont souvent souillées par les villégiateurs eux-mêmes. Ajoutons à cela une autre source importante de détérioration des berges: les billes de bois provenant des opérations de flottage et les autres résidus de l'exploitation forestière qui s'accumulent chaque année sur les plages.

5.3 Le tourisme

5.3.1 Sites touristiques

Les sites touristiques constituant les pôles d'attraction majeurs de la région sont le parc de Val-Jalbert et le jardin zoologique de Saint-Félicien.

Le parc de Val-Jalbert est aménagé sur le site du village fantôme du même nom, à l'embouchure de la rivière Ouiatchouane, au pied d'une chute de 72 mètres qui constitue elle-même un grand attrait touristique. Ce village est le site d'un ancien moulin à pâte qui a dû fermer ses portes en 1927. Le village fantôme comprend plusieurs maisons, le moulin, le magasin général et l'hôtel.

Le M.T.C.P. en a fait l'acquisition en 1960 pour le transformer en parc et y aménager un terrain de camping de 160 emplacements, dans un "décor naturel d'une grande beauté" (M.T.C.P., 1976).

Le jardin zoologique de Saint-Félicien, dont la superficie est de 400 hectares, est aménagé sur une île de la rivière aux Saumons, affluent de la rivière Chamouchouane. Ce jardin reçoit annuellement près de 250,000 visiteurs; il compte 800 espèces d'animaux dont plusieurs sont gardés dans un cadre semi-naturel. Ces animaux comprennent 225 mammifères, dont 128 ont un poids supérieur à 250 livres: lions, éléphants, etc. Comme le jardin est équipé de fosses septiques pratiquement inefficaces, on peut considérer que les déchets de ces animaux sont rejetés presque directement dans la rivière aux Saumons.

5.3.2 Manifestations touristiques liées à la présence de l'eau

Des manifestations à caractère aquatique attirent chaque année plusieurs visiteurs dans la région. La traversée du lac à la nage, de Péribonca à Roberval, est un événement international important qui attire chaque année environ 50,000 visiteurs. Les régates internationales de Saint-Félicien et les compétitions de chaloupes à rames de Chambord, bien qu'un peu moins connues, sont d'autres événements du même type.

Ces manifestations, dont la popularité est très grande, ne font que confirmer l'intérêt existant pour les sports nautiques, en particulier, et pour lac Saint-Jean en tant qu'élément récréatif, en général (M.T.C.P., 1969).

6. CONCLUSIONS

A la suite de l'étude des aspects géographiques du bassin du lac Saint-Jean, on peut dégager quelques caractéristiques dominantes dans l'utilisation du territoire des sous-bassins nous permettant de regrouper ceux-ci en cinq grandes zones (figures 2.16 et 2.17):

- 1° **la zone forestière du nord**, qui comprend les trois plus grands sous-bassins du territoire: Péribonca, Mistassini et Chamouchouane. Ce sont également ces sous-bassins qui comptent les plus grandes superficies en forêts. C'est dans cette zone que l'exploitation forestière est la plus intensive; les rivières Mistassini et Péribonca sont d'ailleurs les deux seules rivières du bassin où s'effectue encore le flottage du bois. De plus, la rivière Péribonca est le seul tributaire du lac qui comporte des aménagements hydro-électriques importants;
- 2° **la zone agricole du nord-ouest** comprend le sous-bassin de la rivière Ticouapé formant une enclave à l'intérieur de la zone forestière du nord. Cette zone s'étend entièrement sur des dépôts argileux d'origine marine. Elle constitue le territoire le plus agricole du bassin car elle comporte le plus grand nombre d'animaux d'élevage (bovins et vaches laitières surtout) et possède la plus grande superficie en culture;
- 3° **la zone agricole du sud-est**, qui correspond aux sous-bassins des rivières Couchepaganiche, Belle Rivière et Bédard, s'étend sur des terres argileuses calcaires. Cette région comporte un nombre important d'animaux d'élevage ainsi que les plus importantes industries alimentaires du bassin (abattage et préparation de la viande et produits laitiers);

- 4° **la zone sud-ouest du lac** comprend les sous-bassins des rivières Métabetchouane, Ouiatchouane, Ouiatchouaniche, aux Iroquois et à l'Ours; elle est caractérisée par la présence de roches sédimentaires (calcaire surtout) de l'Ordovicien dans le tronçon inférieur de ces rivières. Bien que cette zone comprenne une superficie forestière relativement importante, l'utilisation de son territoire est plus diversifiée que celle de la zone forestière du nord, du point de vue urbanisation, industrie et agriculture;
- 5° **la zone des décharges du lac** située à l'extrémité est du bassin comprend la Grande Décharge et la Petite Décharge ainsi que leurs tributaires. Cette zone est la plus développée du bassin: elle est la plus densément peuplée (ville d'Alma), la plus industrialisée (Price et Alcan) et comporte une superficie agricole importante (sous-bassins Mistouc et des Chicots).

Si on ne considère que les caractéristiques naturelles des sous-bassins, les rivières de la zone argileuse du nord-ouest devraient contenir les plus grandes quantités de sédiments en suspension alors que les rivières agricoles du sud-est, qui coulent sur des dépôts argileux carbonatés, devraient contenir les plus grandes quantités de solides dissous. Les grandes rivières forestières du nord devraient être peu minéralisées et contenir le moins de solides dissous et en suspension, mais le plus de matière humique à cause de la pédologie du bouclier canadien.

Si on considère les modifications apportées par les activités humaines au milieu naturel des sous-bassins, les rivières les plus chargées en sédiments et en matière organique, et par conséquent les plus turbides, seraient celles qui supportent les plus grandes activités agricoles (Ticouapé, Belle Rivière et Bédard). On doit constater que le fait que les eaux usées de la partie la plus développée du bassin (zone des décharges), soient déversées **en aval** du lac, a certainement empêché des effets néfastes sur la qualité des eaux du lac et contribué en quelque sorte au maintien d'une meilleure qualité de ces eaux.

Les diverses activités humaines du bassin peuvent gêner les différents usages de l'eau du lac. En effet, on peut envisager des problèmes en ce qui concerne le maintien des ressources fauniques (ex.: la ouananiche), l'approvisionnement en eau potable, la récréation liée aux sports de contact (ex.: la baignade). De plus, des problèmes d'esthétique des berges peuvent résulter du flottage du bois ou de l'érosion causée par les hausses de niveau du lac. En ce qui concerne le vieillissement prématuré du lac ou l'eutrophisation accélérée, les principaux tributaires qui contribuent significativement au bilan et qui apportent des conditions locales adverses sont les rivières Ticouapé et Belle Rivière. Quant à la rivière Bédard, dont la part dans le bilan est également significative, elle contribue à la détérioration de la qualité de l'eau de la Petite Décharge, en aval du lac.

7. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BENOIT, F.W. et G. VALIQUETTE. (1971).
Région du lac Saint-Jean (partie sud). Ministère des Richesses naturelles du Québec, rapport géologique No 140, 24 p.
- BLANCHARD, R. (1935).
L'Est du Canada français, province de Québec, Montréal. Beauchemin, tome 2, 336 p.
- BUREAU DE LA STATISTIQUE DU QUEBEC. (1974).
Renseignements statistiques 1971 - Municipalités du Québec. Ministère de l'Industrie et du Commerce, Québec, 195 p.
- CLIBBON, P. et R. BERGERON. (1963).
Notes on the Geology and Physiography of the Lake Saint-Jean area, Québec. Cahiers de Géographie de Québec, 7(13): 81-100.
- CONSEIL DE LA ZONE TOURISTIQUE D'ALMA ET DE LAC St-JEAN. (1977).
Répertoire touristique Comté Lac-Saint-Jean.
- DIONNE, J.C. (1972).
Formes de corrosion dans l'anorthosite sur le rivage est du lac Saint-Jean. Cahiers de Géographie de Québec, 16(39): 489-493, décembre.
- DIONNE, J.C. (1967).
Quelques formes mineures de dissolution littorale des calcaires en milieu lacustre (est du Québec). Cahiers de Géographie de Québec, 11(24): 566-569.
- DOUGLAS, R.J.W. (1970).
Géologie et Ressources minérales du Canada. Partie C: cartes et tableaux. Commission géologique du Canada, ministère de l'Energie, des Mines et des Ressources, Canada.
- DRESSER, J.A. (1916).
Part of the District of Lake St. John, Québec. Department of Mines, Geological Survey, memoir No 92, Canada, 88 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA.
Normales au Canada - Vent 1955-1972. Service de l'Environnement atmosphérique, volume 3.

ENVIRONNEMENT CANADA.

Température et précipitation 1941-1970 - Moyennes pour la période 1941 - à 1970 et les extrêmes à 1970 - Québec. Service de l'Environnement atmosphérique, Québec, 65 p.

GAGNON, R.M. (1969).

Le climat du Saguenay - Lac Saint-Jean. Feuillet météorologiques, 8(2): 45-48.

GAUTHIER, M.J. (1975).

L'agriculture au lac Saint-Jean (P.Q.) - Etude géographique. Travaux géographiques du Saguenay: No 1, Centre de Recherche du Moyen-Nord et Module de Géographie, Université du Québec à Chicoutimi, novembre, 331 p.

HYDRO-QUEBEC. (1975).

Puissance aménagée et potentiel hydraulique du Québec. Carte (échelle 1: 2,000,000), Direction de la Planification, Direction générale du Génie.

JURDANT, M., J. BEAUBIEN, J.L. BELAIR, J.C. DIONNE et V. GERARDIN. (1972). Carte écologique de la région du Saguenay - Lac St-Jean; vol. 1: l'environnement et ses ressources, identification analyse et évaluation; vol. 2: les systèmes écologiques, régions écologiques A, D, H et J; vol. 3: les systèmes écologiques O, P, R, T, V et Z, Québec, Ministère de l'Environnement du Canada, Centre de Recherche Forestière des Laurentides, région de Québec, rapport d'information Q-F-X-31, 1972, 93 p. et annexes.

KOPPEN, W. (1936).

Das Geographische System der Klimate. IN: Handbuck der klimatologie, vol. 1, Pt.c. (Gebruder Borntrager: Berlin).

LASALLE, P. (1968).

Excursion géologique du Quaternaire - Saguenay - Lac St-Jean. Contribution au Congrès de l'ACFAS, 6 et 7 septembre 1968, Ministère des Richesses naturelles du Québec, 31 p.

LESAGE, R. (1978).

Communication personnelle. Service de l'aménagement de la Faune, Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, district Saguenay - Lac Saint-Jean.

- MICHAUD, J. (1976).
Bassin hydrographique du Saguenay - Lac Saint-Jean: introduction à l'élaboration d'une problématique du secteur eau. Services de protection de l'environnement, Québec, 99 p.
- MINISTERE DE L'INDUSTRIE ET DU COMMERCE. (1977).
Les principales scieries du Saguenay - Lac Saint-Jean. Les usines de pâte et papier du lac Saint-Jean. Compilations spéciales avec la collaboration de M. Maurice Picard, Direction générale de l'Industrie, Québec.
- MINISTERE DE L'INDUSTRIE ET DU COMMERCE. (1970).
L'industrie manufacturière au Saguenay - Lac Saint-Jean. Mission de planification régionale Saguenay - Lac Saint-Jean, Québec, 84 p.
- MINISTERE DES RICHESSES NATURELLES DU QUEBEC. (1969).
Superficies des bassins versants du Québec. Deuxième partie: Versant nord du Saint-Laurent de la rivière des Ouataouais au Saguenay. Service de l'hydrographie, Pub. H-7, 89 p.
- MINISTERE DES TERRES ET FORETS. (1976).
Limites territoriales des municipalités. Carte (échelle 1 : 250,000), Service de l'Arpentage et de la Géodésie.
- MINISTERE DU TOURISME, DE LA CHASSE ET DE LA PECHE. (1976).
Saguenay - Lac Saint-Jean. Direction générale du tourisme, 63 p.
- MINISTERE DU TOURISME, DE LA CHASSE ET DE LA PECHE. (1969).
Esquisse du plan de développement: tourisme - Mission de planification régionale Saguenay - Lac Saint-Jean, 46 p.
- PEPIN, P.Y. (1969).
Le Royaume du Saguenay en 1968. Ministère de l'Expansion économique régionale, projet Arda, No 15023, Ottawa, 435 p.
- PLEAU, C. (1969).
Esquisse du plan de développement: étude climatologique en fonction de l'agriculture. Office de Planification et de Développement du Québec, mission de planification régionale Saguenay - Lac Saint-Jean, annexe IV, 58 p., Québec.
- PREVOST, R. (1977).
Communication personnelle. Direction du service immobilier, Compagnie d'Aluminium du Canada Limitée (ALCAN), Alma.

- RAYMOND, R., A. MAILLOUX et A. DUBE. (1965).
Pédologie de la région du lac Saint-Jean. Ministère de l'Agriculture
et de la Colonisation, Division des sols, Québec, La Pocatière, Kamou-
raska, bulletin technique No 11, 157 p.
- SCOTT'S. (1975).
Répertoire industriel du Québec. Penstock Publications Ltd, octobre,
7e édition.
- STATISTIQUE CANADA. (1973a).
Recensement du Canada 1971; Agriculture - Québec. Ottawa, cat. 96-
706, vol. IV, Bulletin 4.2-1.
- STATISTIQUE CANADA. (1973b).
Recensement du Canada 1971; Population - Divisions et subdivisions de
recensement (Québec). Cat. 92-705, Bulletin 1.1-5.
- TREMBLAY, G. (1971).
Notes sur les étapes successives de la mise en place du réseau hydro-
graphique dans la région du Saguenay - Lac Saint-Jean, Québec, Canada,
Cahiers de Géographie de Québec, 15(34): 105-114.
- TREMBLAY, G. (1971).
Glaciation et déglaciation dans la région Saguenay - Lac Saint-Jean,
Québec, Canada. 1ère partie: La glaciation. Cahiers de Géographie de
Québec, 15(36): 467-494.
- VILLENEUVE, G.O. (1967).
Sommaire climatique du Québec. Ministère des Richesses naturelles du
Québec, Québec, Service de la météorologie, vol. 1, rapport M-24, 168
p.
- VILLENEUVE, G.O. (1959).
Bref aperçu du Québec méridional. Cahiers de Géographie de Québec,
3(6): 153-162.

TABLEAU 2.1 Tributaires du lac Saint-Jean. Région hydrographique 06.

RIVIERES	NOS DE CODE* MRN	SUPERFICIE (km ²)	DEBIT MOYEN ANNUEL (m ³ /sec)
PARTIE NORD DU LAC			
Rivière Chamouchouane	0619	15741	301
Rivière Ticouapé	0620	665	
Rivière Mistassini	0621	21877	390
Petite rivière Péribonca	0618	1276	
Rivière Péribonca	0622	26925	605
Ruisseau aux Cochons	0642	39	
PARTIE SUD DU LAC			
Rivière aux Iroquois	0641	208	
Ruisseau à la Chasse	0640	33	
Rivière Ouatouchouaniche	0617	352	
Rivière Ouananiche	0639	19	
Rivière Ouatouchouane	0616	955	12
Ruisseau Grignon	0638	26	
Rivière Métabetchouane	0615	2325	41
Rivière Couchepaganiche	0614	100	
La Belle Rivière	0613	502	
Ruisseau Grandmont	0637	32	
GRANDE DECHARGE			
Ruisseau des Chicots	0643	51	
Ruisseau des Harts	0644	25	
Rivière Mistouc	0623	215	
PETITE DECHARGE			
Ruisseau Rouge	0636	20	
Rivière Bédard	0612	132	

* Source: Ministère des Richesses naturelles,
Service de l'hydrographie

TABLEAU 2.2 Température et précipitation des stations d'Isle-Maligne (Alma) et de Roberval. - Moyennes pour la période 1941-1970.

ELEMENT ET STATION	JANV	FEV	MARS	AVR	MAI	JUIN	JUIL	AOUT	SEPT	OCT	NOV	DEC	ANS	TYPE DE NORMALE
ISLE-MALIGNE														
LATITUDE 48 34 N LONGITUDE 71 39 O ELEVATION 250 FT ASL														
Température moyenne quotidienne (DEG F)	3.0	6.6	19.4	35.5	48.2	59.1	64.2	61.9	53.3	43.2	30.1	11.5	36.3	1
Température max. quotidienne moyenne	13.9	18.5	30.9	45.4	59.8	70.7	75.1	72.3	63.5	51.8	36.6	20.0	46.5	1
Température min. quotidienne moyenne	- 7.9	- 5.5	7.9	25.5	36.6	47.5	53.4	51.4	43.0	34.6	23.6	2.9	26.1	1
Température maximale	54	53	66	82	92	96	98	97	89	81	70	54	98	1
Nombre d'années en record	46	46	46	46	45	46	46	46	46	46	47	46	46	1
Température minimale	-42	-42	-29	- 7	14	27	35	31	20	13	-30	-46	-46	1
Nombre d'années en record	46	46	45	46	45	46	46	46	46	47	47	46	46	1
Nombre de jours de gel	31	28	30	24	10	1	0	*	3	13	25	31	196	1
Hauteur de pluie moyenne (POUCES)	0.20	0.14	0.47	1.59	2.50	3.56	4.62	3.95	4.03	2.90	1.68	0.40	26.04	1
Chute de neige moyenne	22.1	19.0	16.4	5.0	0.7	0.0	0.0	0.0	0.1	1.7	13.7	24.8	103.5	1
Précipitation totale moyenne	2.38	2.03	2.10	2.09	2.57	3.56	4.62	3.95	4.03	3.07	3.04	2.84	36.28	1
Pluie maximale en 24 heures	1.43	0.86	0.85	2.40	1.71	2.31	2.28	2.18	2.22	1.84	1.11	1.29	2.40	1
Nombre d'années en record	45	44	44	46	41	42	42	45	42	45	46	44	44	1
Chute de neige maximale en 24 heures	14.5	15.0	13.0	9.5	4.5	T**	0.0	0.0	2.0	6.7	11.0	12.5	15.0	1
Nombre d'années en record	44	43	45	43	45	46	46	46	45	46	44	44	44	1
Précipitation maximale en 24 heures	1.45	1.50	1.30	2.40	1.71	2.31	2.28	2.18	2.22	1.84	1.11	1.29	2.40	1
Nombre d'années en record	44	43	43	44	41	42	42	45	42	45	44	44	44	1
Nombre de jours avec pluie mesurable	1	1	3	8	12	13	15	14	15	12	8	2	104	1
Nombre de jours avec neige mesurable	13	12	9	4	1	0	0	0	*	1	9	14	63	1
Nbre de jrs avec précipitation mble.	14	12	11	11	12	13	15	14	15	13	15	15	160	1
ROBERVAL (AEROPORT)														
LATITUDE 48 31 N LONGITUDE 72 16 O ELEVATION 590 FT ASL														
Température moyenne quotidienne (DEG F)	3.7	7.9	20.2	35.0	48.3	59.6	64.3	61.7	53.1	42.6	28.9	11.1	36.4	3
Température max. quotidienne moyenne	12.7	17.0	29.2	44.0	48.8	69.8	73.9	71.4	62.5	50.8	35.0	18.5	45.3	8
Température min. quotidienne moyenne	- 5.4	- 1.3	11.2	25.9	37.7	49.3	54.6	52.0	43.7	34.4	22.7	3.6	27.4	8
Température maximale	45	44	64	71	90	92	94	93	91	78	64	54	94	5
Nombre d'années en record	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	14	14	14	5
Température minimale	-34	-36	-20	- 1	14	30	40	33	24	11	- 7	-31	-36	5
Nombre d'années en record	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	14	14	14	5
Nombre de jours de gel	31	28	30	23	8	*	0	0	2	14	24	31	191	5
Hauteur de pluie moyenne (POUCES)	0.10	0.24	0.27	1.20	1.99	3.38	4.22	2.87	3.65	2.34	1.39	0.49	22.14	8
Chute de neige moyenne	30.4	24.8	21.4	7.4	1.1	0.0	0.0	0.0	0.1	4.3	19.4	28.8	137.7	8
Précipitation totale moyenne	2.84	2.49	2.41	1.94	2.10	3.38	4.22	2.87	3.66	2.57	3.17	3.07	34.72	8
Pluie maximale en 24 heures	0.14	0.63	0.40	1.21	1.06	1.82	2.89	1.78	4.04	1.77	1.24	1.23	4.04	5
Nombre d'années en record	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	14	14	14	5
Chute de neige maximale en 24 heures	13.5	14.1	15.4	8.4	3.4	T**	0.0	T**	1.0	9.1	13.9	16.9	16.9	5
Nombre d'années en record	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	14	14	14	5
Précipitation maximale en 24 heures	1.15	1.65	1.54	1.21	1.06	1.82	2.89	1.78	4.04	1.77	1.35	1.78	4.04	5
Nombre d'années en record	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	14	14	14	5
Nombre de jours avec pluie quotidienne	1	1	2	5	11	13	14	14	12	9	8	2	92	5
Nombre de jours avec neige mesurable	15	13	10	6	1	0	0	0	*	3	11	15	74	5
Nbre de jrs avec précipitation mble.	15	13	10	10	12	13	14	14	13	11	17	16	158	5

* Moyenne de gel inférieure à une journée

** Trace

SOURCE: Environment Canada

TABLEAU 2.3 Fréquence et vitesse moyenne des vents à la station de Roberval
- Données pour la période 1957-1972.

HAUTEUR DE L'ANEMOMETRE : 33'													
	JANV	FEV	MARS	AVR	MAI	JUIN	JUIL	AOUT	SEPT	OCT	NOV	DEC	ANNUEL
FREQUENCE EN %													
N	3	4	4	5	4	3	2	2	2	3	2	2	3
NNE	1	1	2	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1
NE	1	1	2	2	2	2	1	1	1	1	1	*	1
ENE	1	1	1	2	2	2	2	1	1	1	1	*	1
E	2	3	4	6	7	5	4	4	4	3	3	2	4
ESE	3	4	4	6	6	5	5	4	4	4	5	3	4
SE	4	4	4	5	5	4	3	3	3	4	6	3	4
SSE	2	2	2	3	2	2	3	2	2	3	4	2	2
S	4	2	2	3	3	4	3	2	3	4	4	3	3
SSO	4	4	3	3	4	6	7	6	6	6	6	4	5
SO	8	9	7	8	9	14	17	16	17	13	12	10	12
OSO	8	8	5	5	7	9	11	12	11	9	9	8	9
O	14	12	10	9	12	11	13	15	14	14	12	15	13
ONO	15	13	14	12	10	9	10	11	11	11	11	17	12
NO	13	14	18	16	13	11	7	10	10	11	11	14	12
NNO	4	6	8	7	6	6	3	3	3	4	5	4	5
CALME	13	12	10	7	6	6	8	7	7	8	7	12	9
VITESSE MOYENNE DES VENTS EN MILLES/HEURE													
N	9.9	11.4	9.1	8.9	9.7	10.0	8.9	8.5	8.8	10.3	9.4	8.7	9.5
NNE	6.3	7.6	8.0	7.7	7.7	7.9	6.7	6.4	8.5	8.8	8.8	8.7	7.8
NE	8.1	5.8	7.4	7.0	6.7	6.4	6.5	6.0	7.6	6.0	7.5	6.2	6.8
ENE	7.5	7.0	6.9	7.1	6.7	6.5	6.4	5.7	5.9	5.6	8.3	5.7	6.6
E	7.5	7.8	8.4	7.4	7.3	7.1	6.0	6.7	7.6	7.0	8.5	8.4	7.5
ESE	8.4	9.1	9.2	8.6	8.2	7.5	7.5	7.5	8.9	7.7	11.0	9.8	8.6
SE	7.7	7.5	7.4	7.5	8.0	7.1	6.1	5.6	6.8	7.2	8.3	7.1	7.2
SSE	7.0	6.4	7.1	8.0	7.9	7.8	6.7	5.8	7.2	7.5	8.1	7.4	7.2
S	9.3	8.4	8.8	10.6	10.0	10.6	8.9	7.5	9.2	9.1	9.0	10.1	9.3
SSO	13.6	12.3	11.4	12.1	13.5	13.1	11.6	11.3	13.1	13.6	12.4	12.6	12.6
SO	13.7	14.2	13.2	13.4	13.5	13.3	12.5	13.3	13.2	13.7	13.3	13.5	13.4
OSO	11.2	11.5	10.6	11.6	12.0	11.7	10.4	10.4	10.6	11.3	11.6	11.0	11.2
O	10.4	10.7	11.1	10.4	10.9	10.2	9.3	9.6	10.4	10.8	10.4	10.2	10.4
ONO	12.1	12.1	11.6	11.2	11.7	10.5	10.6	10.7	10.9	11.2	11.3	11.6	11.3
NO	12.0	12.5	12.5	12.0	12.1	11.4	10.5	10.1	10.7	11.2	11.2	11.2	11.5
NNO	9.6	11.6	11.5	10.6	11.8	12.0	9.2	9.1	10.2	11.3	10.8	10.3	10.7
Toutes directions	9.5	9.9	9.7	9.7	10.0	10.0	9.2	9.3	9.9	10.0	10.0	9.6	9.7
Vitesse horaire maximale observée										51 OSO			
Vitesse maximale observée des rafales										75			
Rafale maximale en rapport avec vitesse maximale des vents horaires										72			
DONNEES RELATIVES A LA STATION													
Située à l'aéroport, à 2 milles à l'ouest-nord-ouest de la ville de Roberval. La tour s'élève sur un terrain plat, loin de tout édifice. Des arbres de 30 pieds de hauteur se dressent au nord-est, puis de l'est au sud, à 200 pieds au sud et 150 pieds au nord.													

* Données non disponibles.

SOURCE: Environnement Canada.

TABLEAU 2.4 Subdivisions de recensement et population du bassin du lac Saint-Jean, en 1971.

SUBDIVISIONS DE RECENSEMENT	POPULATION
<u>COMTE LAC-SAINT-JEAN-EST</u>	45220
Cité:	
Alma	22622
Ville:	
Desbiens	1813
Villages:	
Hébertville-Station	1163
Lac-à-la-Croix	572
N.-D. d'Hébertville	1506
St-Bruno	1276
St-Coeur-de-Marie	1218
St-Gédéon	885
St-Jérôme	1910
Canton:	
Delisle	1753
Paroisses:	
L'Ascension-de-N.-S.	1474
Ste-Croix	655
St-Gédéon	787
St-Jérôme	1092
Sans désignation:	
Hébertville	1408
St-Bruno	970
St-Henri-de-Taillon	740
St-Joseph-d'Alma	2334
Ste-Monique	1040
Territoires non municipalisés	2
<u>COMTE CHICOUTIMI (partie)</u>	
Sans désignation:	
Labrecque	1014

SOURCE: Statistique Canada, 1972.

TABLEAU 2.4 (suite)

SUBDIVISIONS DE RECENSEMENT	POPULATION
<u>COMTE LAC SAINT-JEAN-OUEST</u>	<u>57074</u>
Cité:	
Roberval	8330
Villes:	
Dolbeau	7633
Mistassini	3601
St-Félicien	4952
Villages:	
Albanel	788
Chambord	1106
Lac Bouchette	954
Normandin	1823
St-André	610
Ste-Jeanne-d'Arc	936
St-Prime	2350
Cantons:	
Albanel	1169
Normandin	2000
Paroisses:	
N.-D.-de-la-Doré	2058
St-Augustin	651
Ste-Hedwige	1107
St-Louis-de-Chambord	748
Sans désignation:	
Girardville	1484
N.-D.-de-Lorette	500
Péribonka	780
Roberval	1893
St-Edmond	677
St-Eugène	751
St-Félicien	2150
St-François-de-Sale	840
St-Ludger-de-Milot	772
St-Méthode	1074
St-Michel de Mistassini	1348
St-Stanislas	601
St-Thomas-d'Aquin	726
St-Tomas-Didyme	1156
Réserve indienne:	
Pointe-Bleue	1196
Territoires non municipalisés	210
GRAND TOTAL DU BASSIN	103308

SOURCE: Statistique Canada, 1972

TABLEAU 2.5 Population des principaux sous-bassins du lac Saint-Jean, en 1971.

SOUS-BASSINS	POPULATION TOTALE	POPULATION AVEC EGOUT
<u>Partie nord du lac:</u>		
A l'ours ¹	1662	-
Chamouchouane	8085	6127
Ticouapé	9841	3199
Mistassini	14427	12655
Petite Péribonca	1390	250
Moreau ²	651	-
Péribonca	2622	944
Aux Cochons	370	358
<u>Partie sud du lac:</u>		
Aux Iroquois	1521	150
A la Chasse	352	-
Ouiatchouaniche	2492	-
Ouiatchouane	2058	1955
Métabetchouane	1978	969
Couchepaganiche	1501	1347
Belle Rivière	4154	-
Grandmont	547	-
<u>Zone riveraine du lac:</u> ³		
Chambord	1853	1123
Desbiens ⁴	906	453
Métabetchouan ⁵	1050	471
Roberval ⁶	11419	8330
St-Gédéon ⁷	1357	-
<u>Grande Décharge:</u>		
Des Chicots	659	-
Mistouc	2775	700
Zone riveraine	6074	5812
<u>Petite Décharge:</u>		
Bédard	3613	1400
Zone riveraine ⁸	19965	18747

¹ Tributaire de la Chamouchouane.² Tributaire de la Petite Péribonca.³ Comprend les municipalités dont les eaux usées se déversent directement dans le lac Saint-Jean.⁴ Partie de la ville de Desbiens.⁵ Partie de la ville de Métabetchouan.⁶ Inclut Roberval (Cité), Roberval (S.D.) et Pointe-Bleue.⁷ Inclut le village de St-Gédéon et une partie de la paroisse de St-Gédéon.⁸ Inclut la majeure partie de la cité d'Alma et de St-Joseph-d'Alma (S.D.).

SOURCE: Compilations effectuées à partir des données de Statistique Canada, 1972, et du Bureau de la Statistique du Québec, 1974.

Tableau 2.6 Utilisation de la terre agricole dans le bassin du lac Saint-Jean, en 1971.

UTILISATION DE LA TERRE AGRICOLE	ACRES	Km ²
Superficie des basses-terres		5696
Superficie agricole totale	424996	1719
Superficie défrichée	281556	1137
Superficie en pâturage	99025	400
Superficie en culture:	169596	685
Foin cultivé	106718	431
Avoine total	48373	195
Orge	1004	4
Pommes de terre	1059	4.2
Bleuetières ²	29464	119
Superficie fertilisée par des engrais chimiques	26310	106
Superficie pulvérisée ou poudrée par des insecticides	859	3.4
Superficie pulvérisée ou poudrée par des herbicides	851	3.4

¹ Inclut les comtés de Lac-Saint-Jean-Ouest, Lac-Saint-Jean-Est et la municipalité de Labrecque (comté de Chicoutimi).

² Les bleuetières ne sont pas incluses dans la superficie en culture.

SOURCES: - Statistique Canada, 1973
- Gauthier, 1975.

TABLEAU 2.7 Agriculture des principaux sous-bassins du lac Saint-Jean, en 1971.

SOUS-BASSINS	UTILISATION DE LA TERRE AGRICOLE (ACRES)								BETAIL (TETES)				
	Superficie agricole totale	Pâturages	Cultures totales	Foin cultivé	Avoine total	Pommes de terre	Bleuets ¹	Superficie fertilisée ²	Bovins totaux ³	Porcs	Poules et poulets	Moutons	Chevaux
Partie nord du lac:													
A l'Ours ⁴	9510	1618	3042	2104	633	15	450	449	3330	1492	39266	83	22
Chamouchouane	19478	4113	8662	5433	2607	9	4200	768	3691	1599	21565	53	18
Ticouapé	101147	26273	43392	25966	13863	44	10550	7342	20764	4206	70844	1477	141
Mistassini	42450	8811	15157	9650	3305	73	4500	2041	4861	762	13825	415	49
Petite Péribonca	17462	3254	4917	2948	1521	96	890	501	2372	102	4281	86	6
Moreau ⁵	9680	1661	3228	2306	807	-	1200	658	1821	42	1154	330	3
Péribonca	20299	1942	2166	701	961	416	3915	458	1179	154	1266	366	10
Partie sud du lac:													
Aux Iroquois	15286	3930	7383	5095	1539	37	1270	12	3694	2661	52261	77	14
Oulatchouaniche	6695	1018	2001	1329	466	2	1710	87	901	120	14287	99	9
Oulatchouane	6312	874	1017	655	323	2	275	38	780	22	569	36	8
Métabetchouane	9848	1051	2501	1719	643	-	55	101	1064	28	497	20	9
Couhepaganiche	7490	1597	3916	2658	951	49	-	412	2017	306	23812	74	11
Belle Rivière	39143	9924	18494	11362	5734	71	-	4844	9928	3180	80090	522	52
Zone riveraine du lac:⁶													
Roberval ⁷	6102	1115	2351	1734	529	-	-	171	986	159	6646	88	10
Chambord	14654	3578	4215	2305	1254	-	-	-	2429	378	2218	30	18
St-Gédéon ⁸	8054	2368	3868	2436	969	-	-	1010	2192	253	4033	278	20
Grande Décharge:													
Des Chicots	4543	1592	2510	1600	627	3	120	319	1377	483	2262	378	11
Mistouc	26483	5414	7964	5037	2332	44	480	689	4195	1090	7014	934	31
Petite Décharge:													
Bédard	20272	5808	9000	5509	2031	10	-	2166	5025	1227	46083	177	48

¹ La superficie des bleuétières n'est pas incluse dans la superficie des cultures totales.

² Superficie fertilisée par des engrais chimiques.

³ Inclut boeufs de boucherie, vaches laitières et autres bovins.

⁴ Tributaire de la Chamouchouane.

⁵ Tributaire de la Petite Péribonca.

⁶ Comprend les municipalités dont les eaux usées se déversent directement dans le lac Saint-Jean.

⁷ Partie de Roberval (S.D.).

⁸ Partie de St-Gédéon (paroisse).

SOURCE: Compilations effectuées à partir des données de Statistique Canada, 1973

TABLEAU 2.8 Volume de bois coupé en 1974-75 dans les sous-bassins du lac Saint-Jean (en cunits*).

COMPAGNIES FORESTIERES	SOUS-BASSINS (secteurs d'aménagement)	RESINEUX	FEUILLUS	TOTAL
St. Lawrence Corporation Ltée	Mistassini	103473	4902	108375
Consolidated Bathurst	Chamouchouane (Normandin - Lac Nicabau)	84766	-	84766
	Péribonca	70426	473	70899
Compagnie Price Ltée	Péribonca	376267	6019	382286
Compagnie Murdock Lumber	Mistassini (Ouasiemscas et Micosas)	68023	-	68023
Forêt domaniale de Roberval	Chamouchouane et Mistassini	213207	19692	232899
St-Raymond Paper Ltée	Chamouchouane (et Azianne)	5462	-	5462
TOTAL		921624	31086	952710

* 1 cunit = 100 pieds cubes de bois.

SOURCES: - Ministère des Terres et Forêts du Québec
- Michaud, 1976.

TABLEAU 2.9 Hydro-électricité du bassin du lac Saint-Jean.

COURS D'EAU	AMENAGEMENT EXISTANT	PROPRIETAIRE	HAUTEUR DE CHUTE (en pi)	PUISSANCE KW
Grande Décharge	Isle-Maligne	Alcan	110	336000
Péribonca	Chute-des-Passes	Alcan	540	742500
Péribonca	Chute-à-la-Savane	Alcan	110	187250
Péribonca	Chute-du-Diable	Alcan	110	187250
POTENTIEL NON AMENAGE				
Chamouchouane	-	-	-	737000
Péribonca	-	-	-	215000

SOURCE: Hydro-Québec, 1975.

TABLEAU 2.10 Industrie manufacturière dans les sous-bassins du lac Saint-Jean.
- Répartition de la main-d'oeuvre employée dans différents secteurs industriels par sous-bassin, en 1975.

SECTEURS INDUSTRIELS SOUS-BASSINS	ALIMENTS ET BOISSONS					PATES ET PAPIER	BOIS	PRODUITS METALLIQUES		PRODUITS DE LA PIERRE, DU BETON, ETC.	MACHINERIE
	Produits laitiers	Abattoirs, viande et volaille	Eaux gazeuses	Pain et pâtisserie	Moulée		Scierie, etc.	Primaires (aluminium)	Divers		(machinerie forestière, soudure à haute pression, etc.)
Partie nord:											
Chamouchouane	20	9	-	14	13	-	261	-	-	35	-
Ticouapé	48	-	-	28	4	-	460	-	-	17	-
Mistassini	35	5	28	-	4	570 + 350*	172	-	-	64	-
Péribonca	-	-	-	-	-	-	198	-	-	-	-
Partie sud:											
Aux Iroquois	20	-	-	-	2	-	263	-	-	-	175
Oulatchouaniche	-	-	-	-	-	-	275	-	-	-	-
Oulatchouane	-	-	-	-	-	-	50	-	-	-	-
Métahetchouane	70	-	-	-	-	175	-	-	-	-	-
Couchepeganiche	-	-	-	-	8	-	3	-	-	-	110
Belle Rivière	-	-	-	66	4	-	15	-	-	-	-
Zone riveraine du lac:											
Roberval	4	-	-	11	-	-	10	-	-	24	-
Grande Décharge:											
Zone riveraine (Alma)	-	-	-	-	-	-	-	900	-	-	-
Petite Décharge:											
Bédard	69	159	-	80	3	-	22	-	-	55	-
Zone riveraine (Alma)	-	-	125	6	-	820	40	-	25	-	-
TOTAL	254	173	153	135	38	1915	1769	900	25	195	285

* Nouvelle usine de Saint-Félicien dont la production doit débiter à la fin de 1978.

SOURCE: Compilations effectuées d'après les données du Répertoire industriel Scott's, 1975.

TABLEAU 2.11 Industrie des pâtes et papier et des produits métalliques primaires dans le bassin du lac Saint-Jean, 1975.

USINE	LOCALISATION	COURS D'EAU RECEPTEUR	EMPLOYES (nb)	PRODUITS	CAPACITE DE PRODUCTION (tonnes/jour)
La Cie Price	Alma	Petite Décharge	820	Papier journal Pâte bisulfite Pâte mécanique	860 200 660
Papier Journal Domtar Ltée	Dolbeau	Mistassini	570	Papier journal Pâte sulfite Pâte mécanique	440 70 375
La Cie de papier St-Raymond Ltée	Desbiens	Métabetchouane		Pâte bisulfite	135
Donohue St-Félicien Inc.*	St-Félicien	Mistassini	350	Pâte kraft blanchie	760
Alcan	Alma	Grande Décharge	900	Lingots d'aluminium	115000 tonnes/an

* Nouvelle usine dont la production doit débiter à la fin de 1978

SOURCES: - Ministère de l'Industrie et du Commerce, 1977
- Répertoire industriel Scott's, 1975

TABLEAU 2.12 Les principales scieries du bassin du lac Saint-Jean, 1975.

SCIERIE	LOCALISATION	SOUS-BASSIN	EMPLOYES (nb)	VOLUME ANNUEL DE BOIS DE SCIAGE (MPMP)*
Scierie Normandin Inc.	Normandin	Ticouapé	360	50
Gagnon et Frères Inc.	Roberval	Ouiatchouaniche	275	70
Chibougamau Lumber Inc.	Saint-Prime	Aux Iroquois	250	60
Abitibi Price	L'Ascension	Péribonca	175	-
Produits forestiers M.P. Inc. (Donohue)	Saint-Thomas-Didyme	Ticouapé	100	40
Murdock Lumber Inc.	Girardville	Ouasiemsca (Mistassini)	87	30

* Millions de pieds - mesure de planche.

SOURCES: - Ministère de l'Industrie et du Commerce, 1977
 - Répertoire Industriel Scott's, 1975

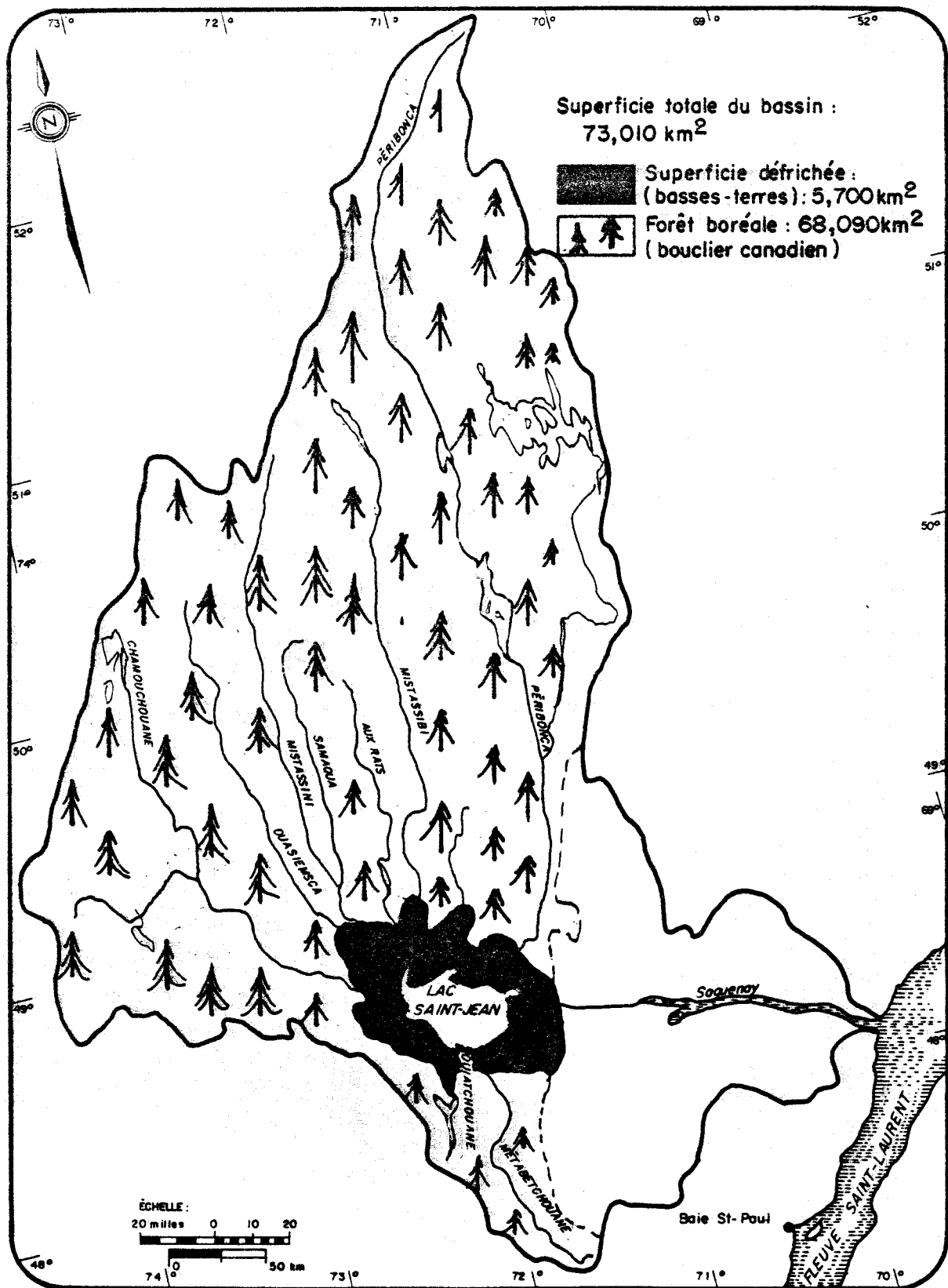


Figure 2.1 . Bassin hydrographique du lac Saint-Jean.

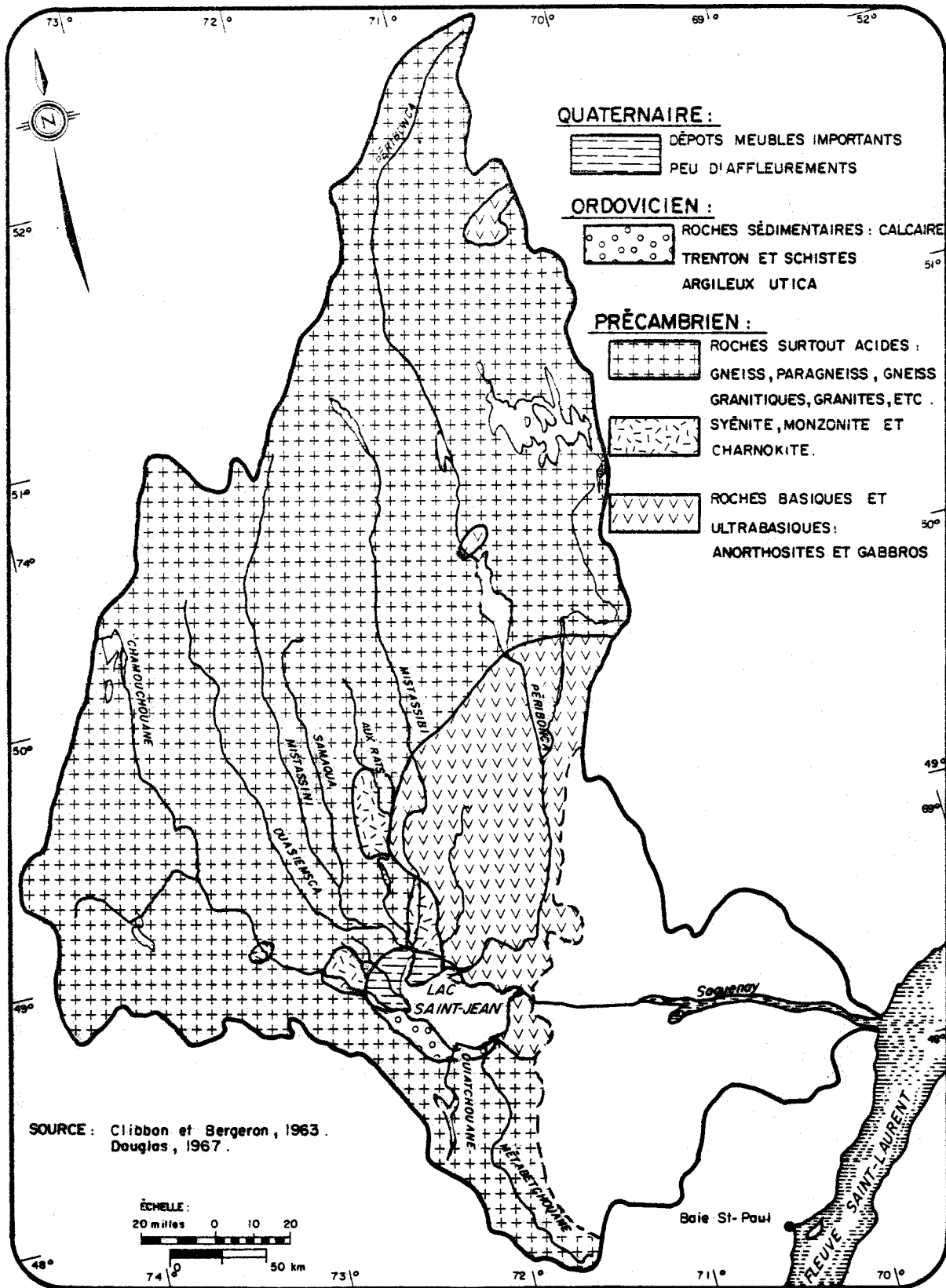


Figure 2.2. Géologie du bassin hydrographique du lac Saint-Jean.

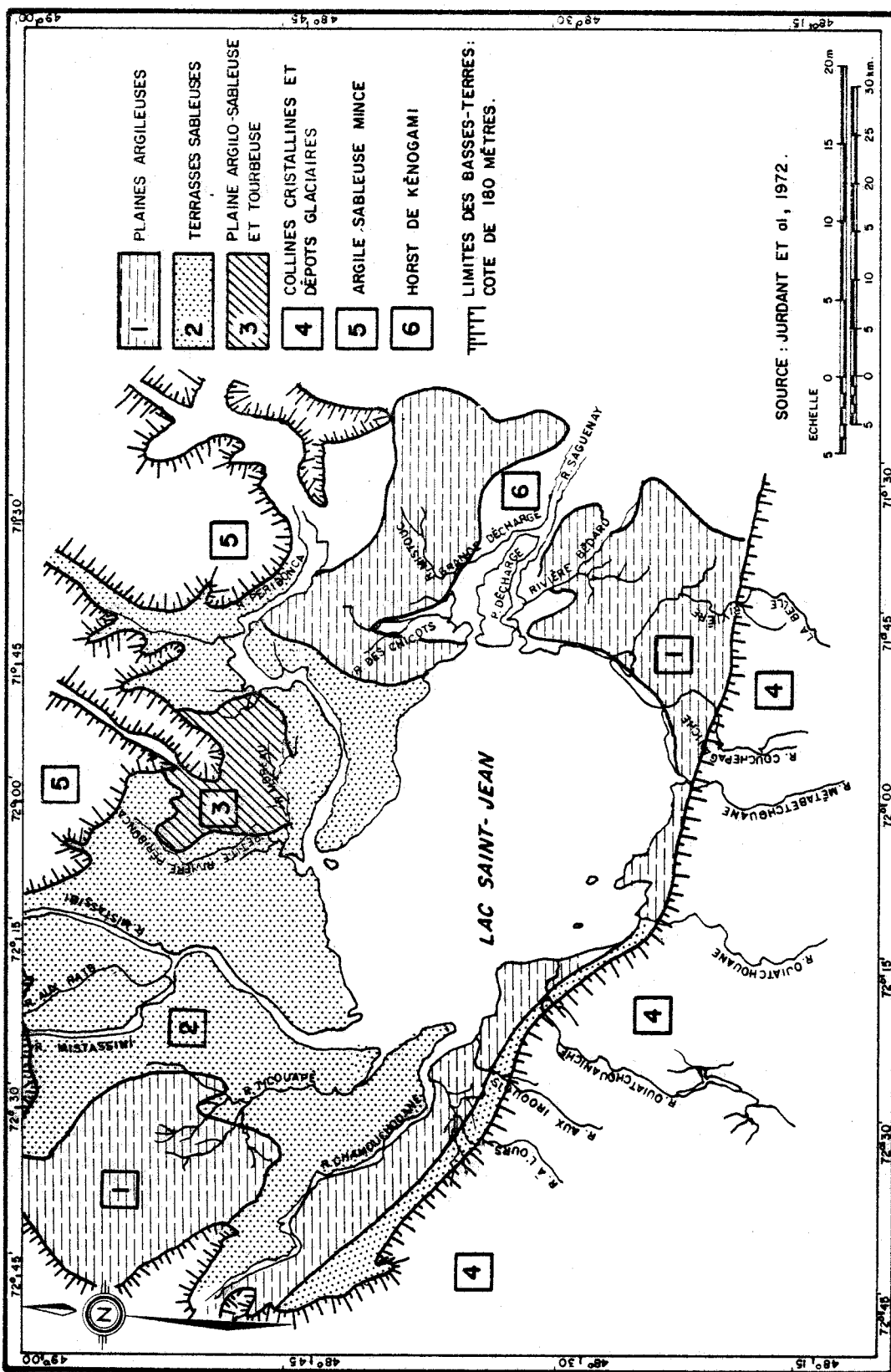


Figure 2.3. Dépôts meubles du bassin du lac Saint-Jean.

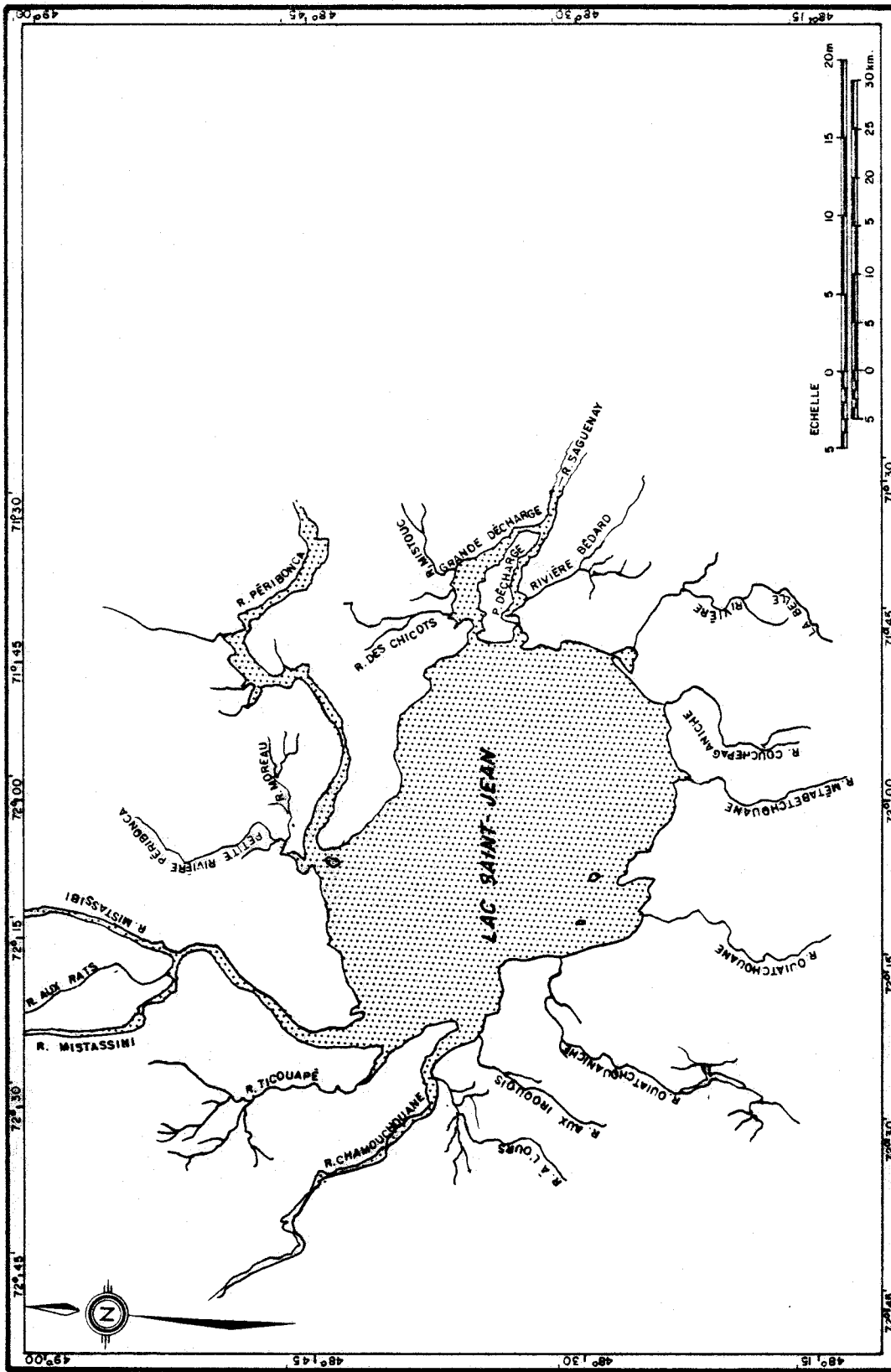


Figure 2.4. Tributaires du lac Saint-Jean.

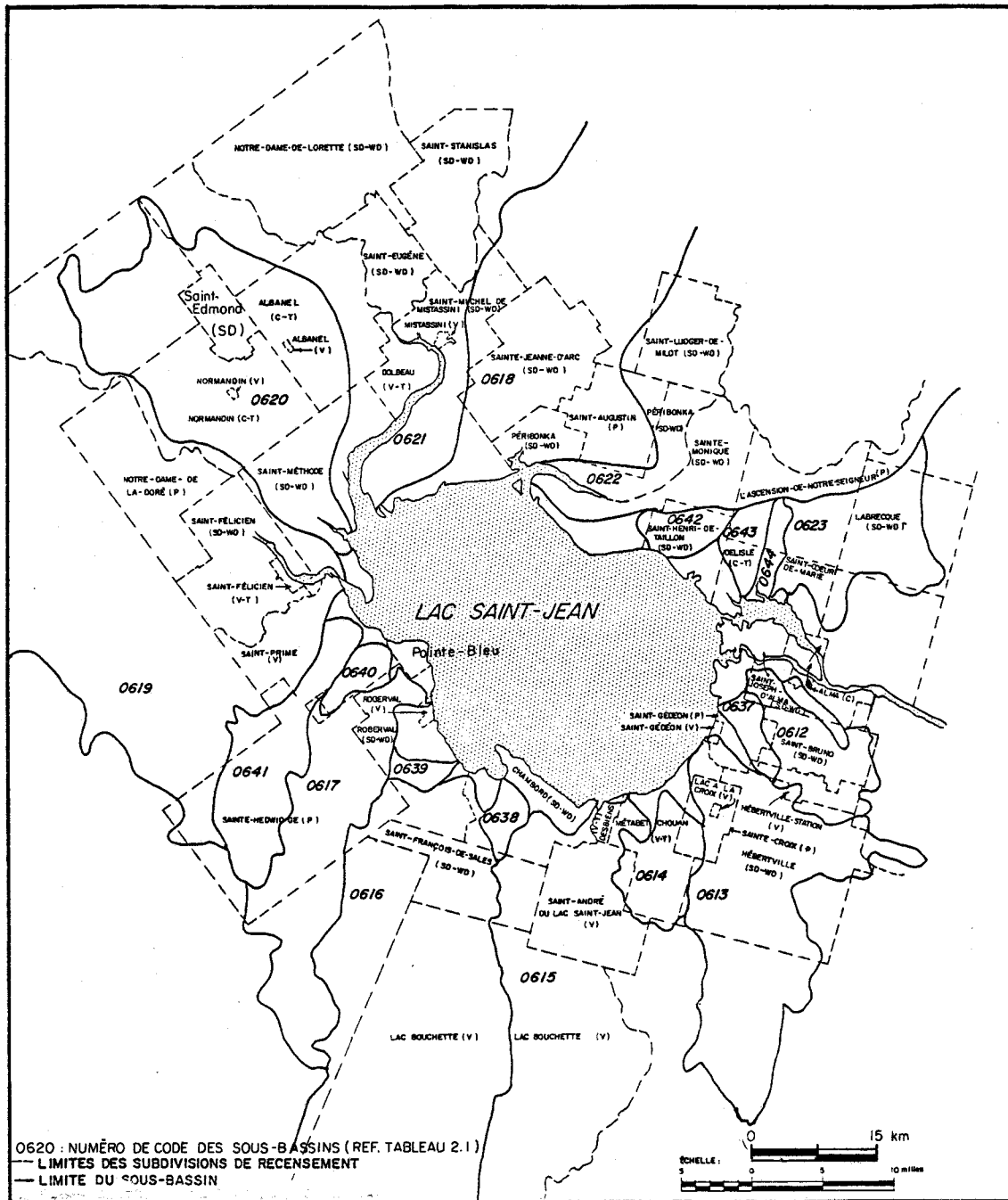


Figure 2.5. Limites territoriales des subdivisions de recensement (1971) et des sous-bassins hydrographiques du lac Saint-Jean.

SOURCES : 1) MINISTÈRE DES TERRES ET FORÊTS, SERVICE DE L'ARPENTAGE ET DE LA GÉODÉSIE.
 2) MINISTÈRE DES RICHESSES NATURELLES, SERVICE DE L'HYDROGRAPHIE.

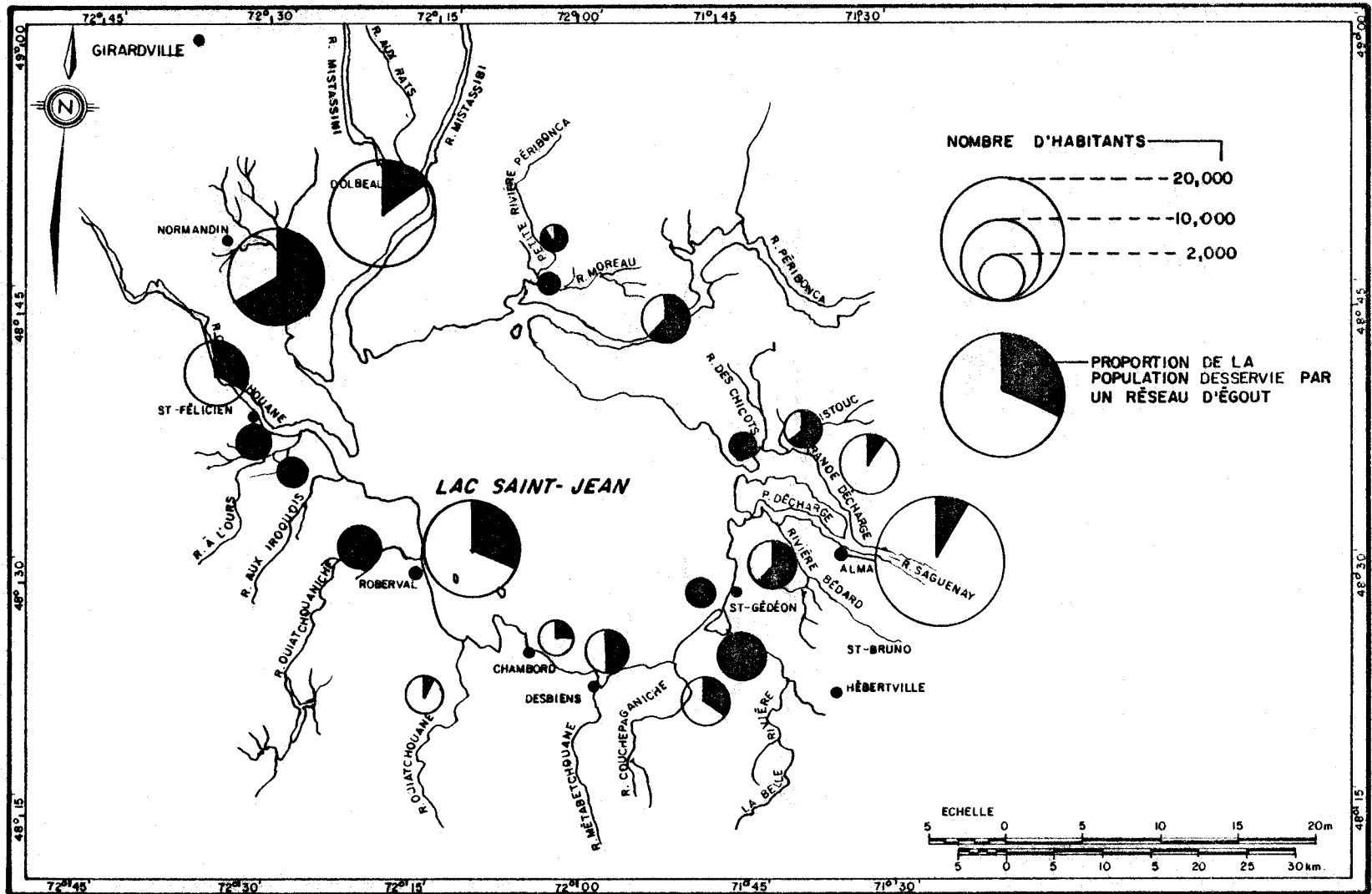


Figure 2.6 . Population des sous-bassins du lac Saint- Jean (1971) .

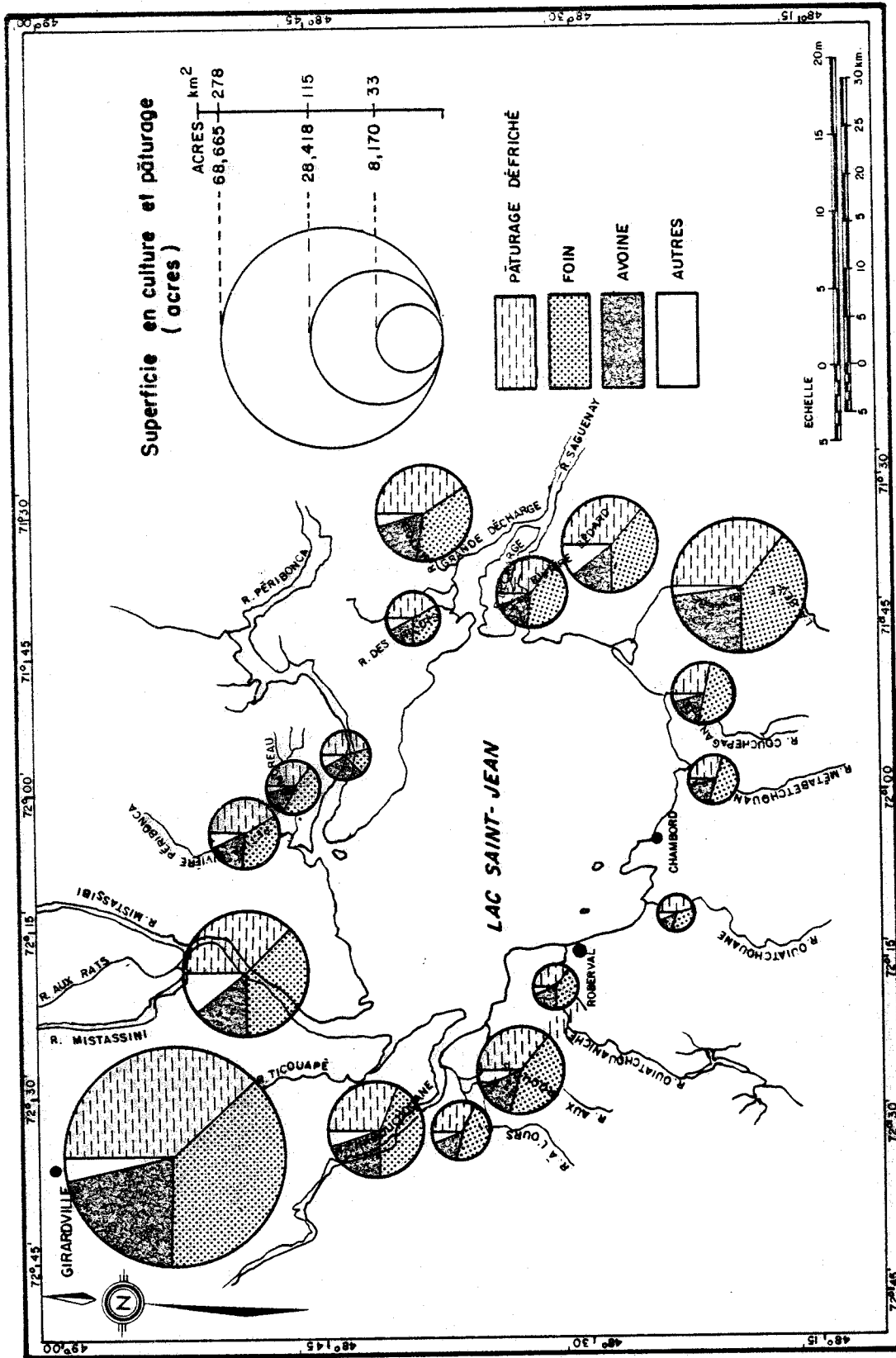


Figure 2.7 . Utilisation de la terre en culture dans les sous-bassins du lac Saint-Jean , 1971 .

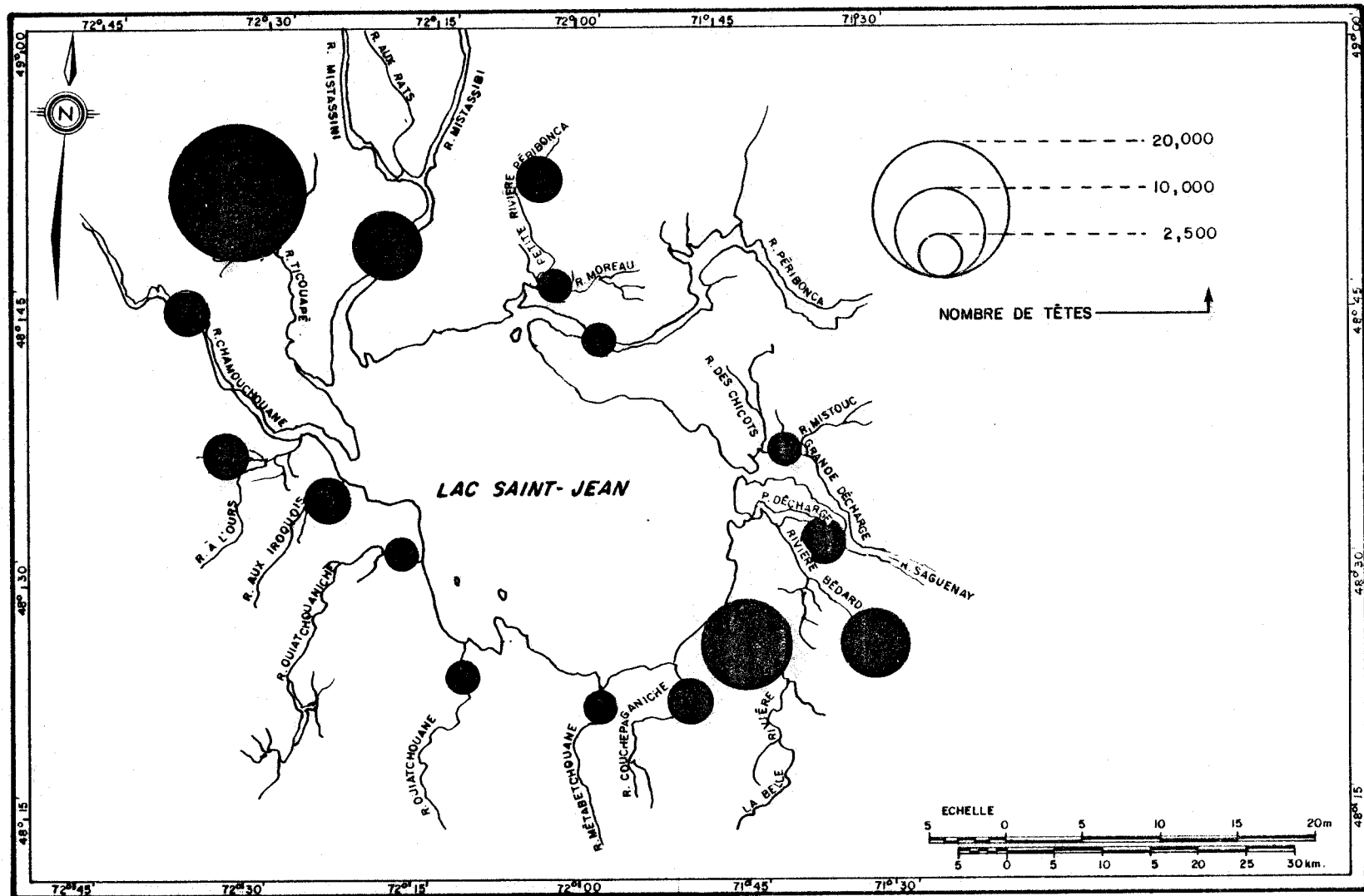


Figure 2.8 . Bovins totaux (incluant vaches laitières et bovins de boucherie) dans les sous-bassins du lac Saint-Jean, 1971 .

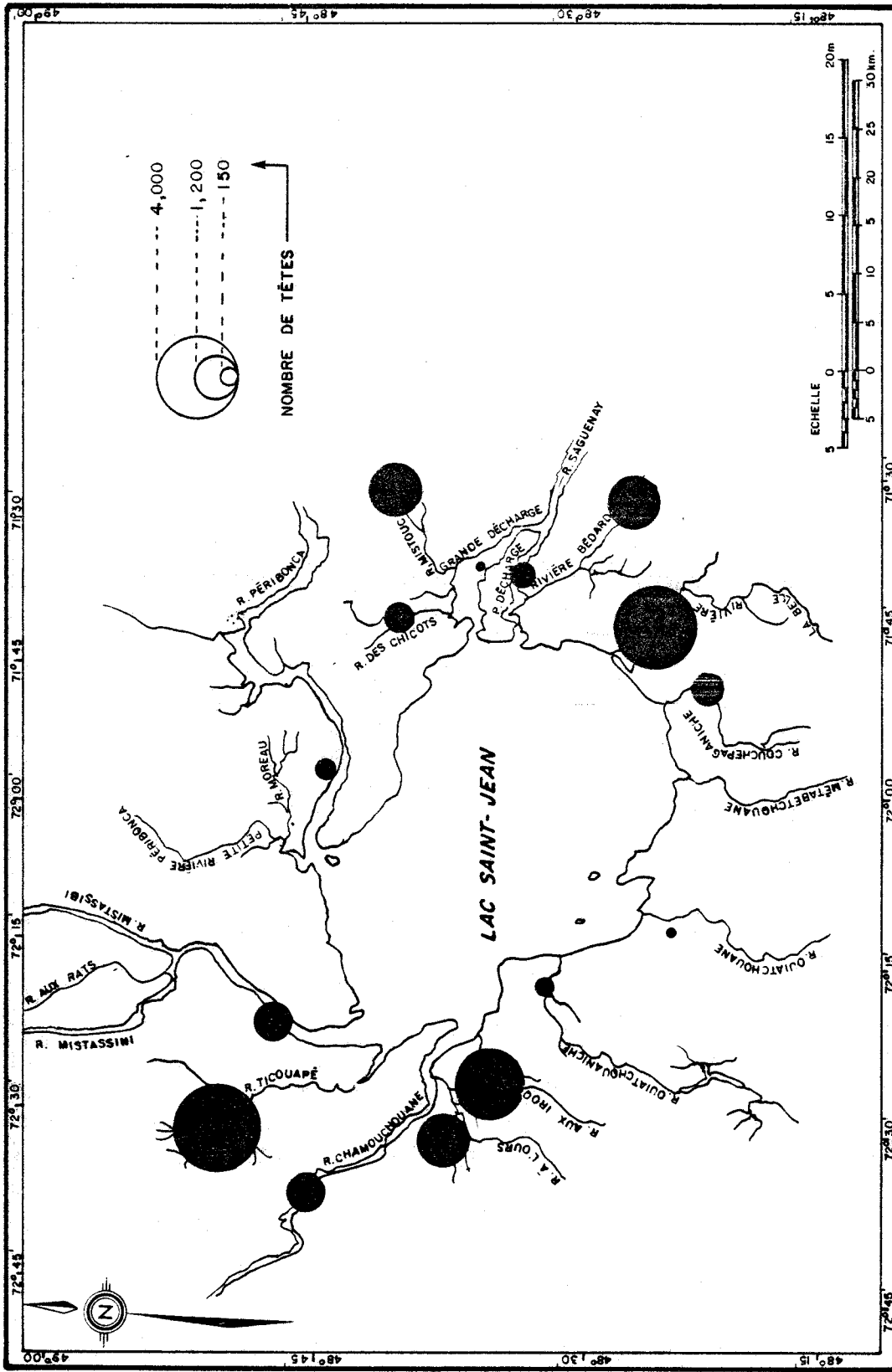


Figure 2.9. Porcs dans les sous-bassins du lac Saint-Jean, 1971.

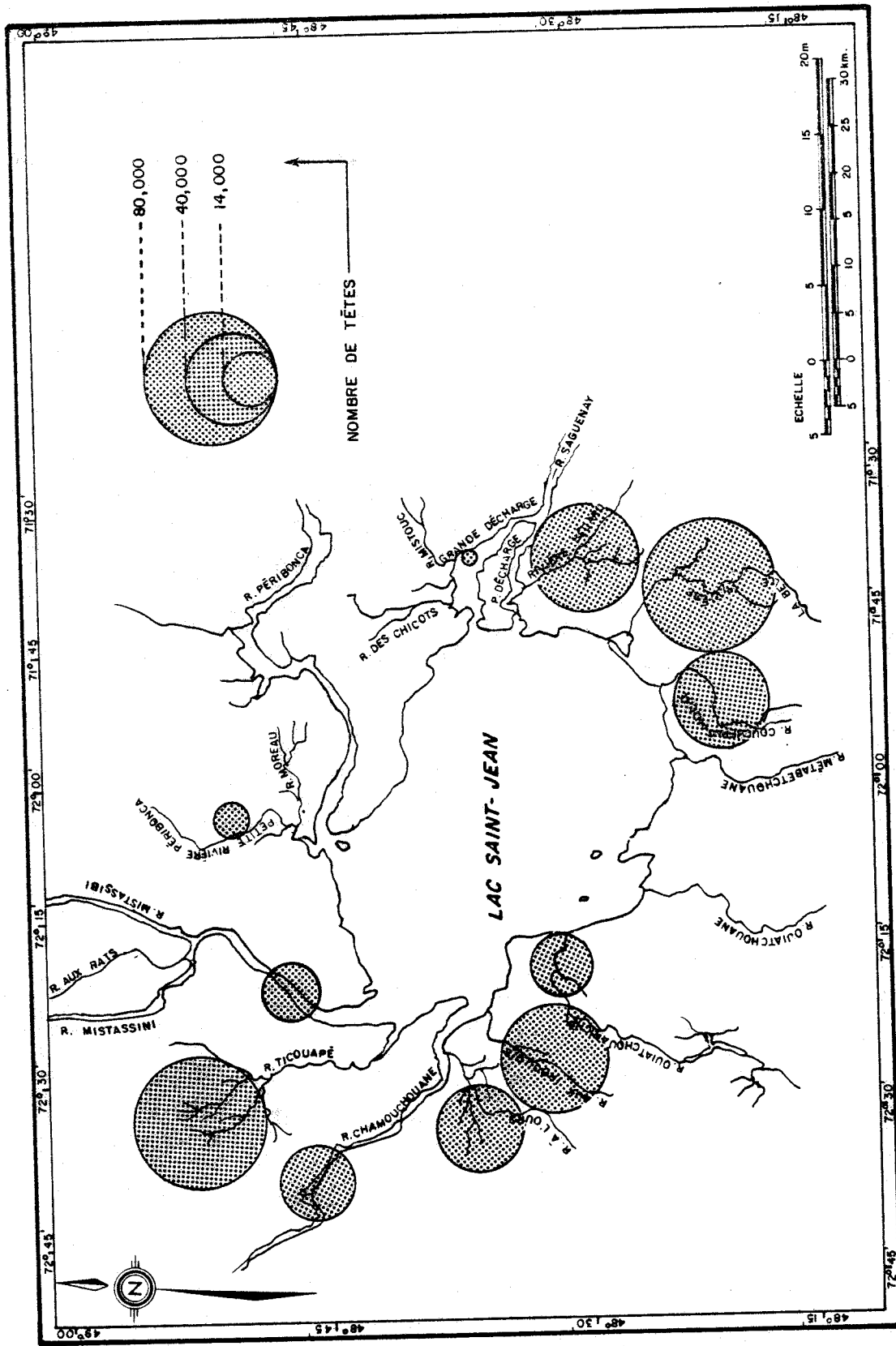


Figure 2.10. Poules et poullets dans les sous-bassins du lac Saint-Jean , 1971 .

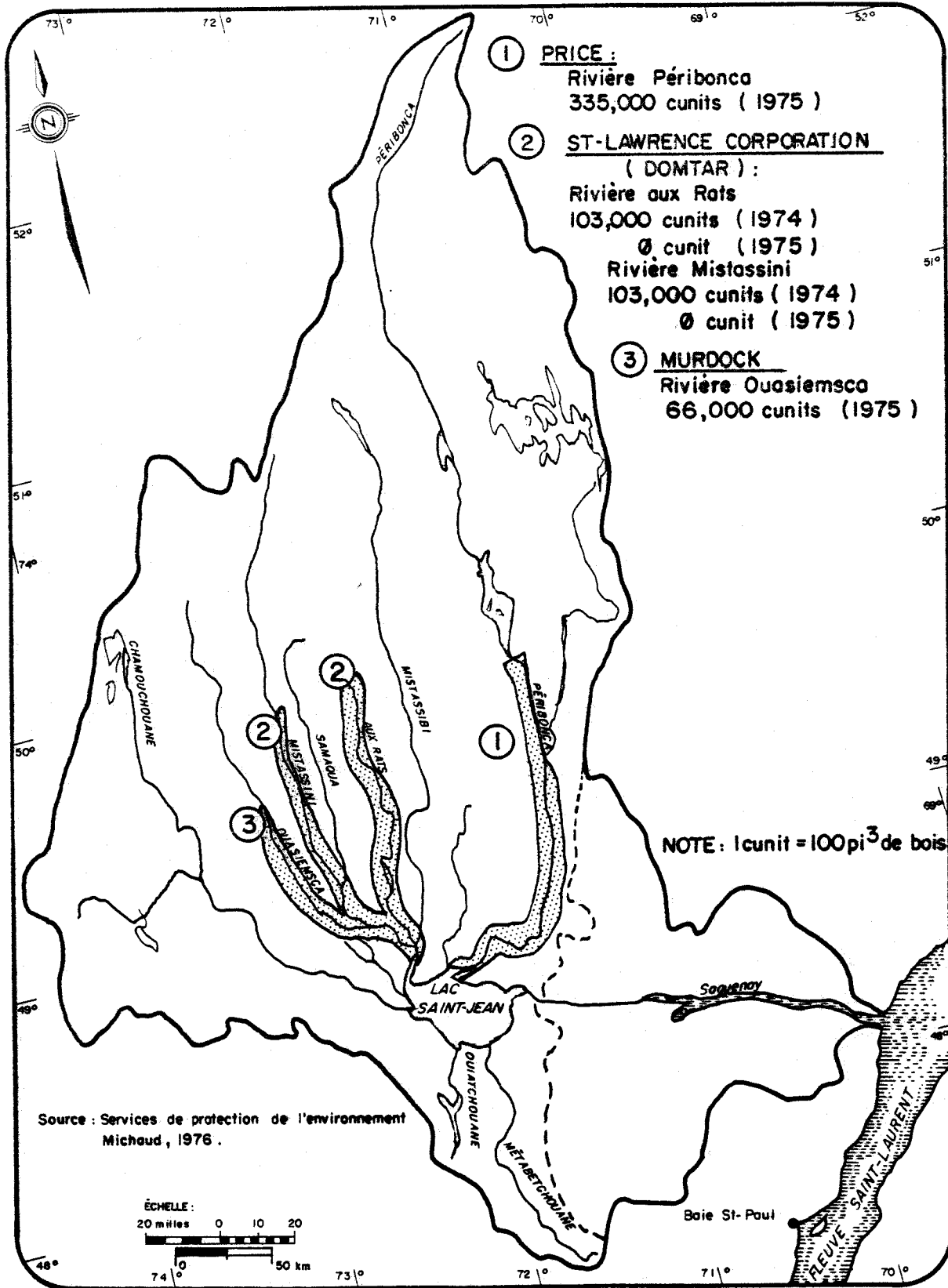


Figure 2.II . Exploitation forestière : flottage du bois .

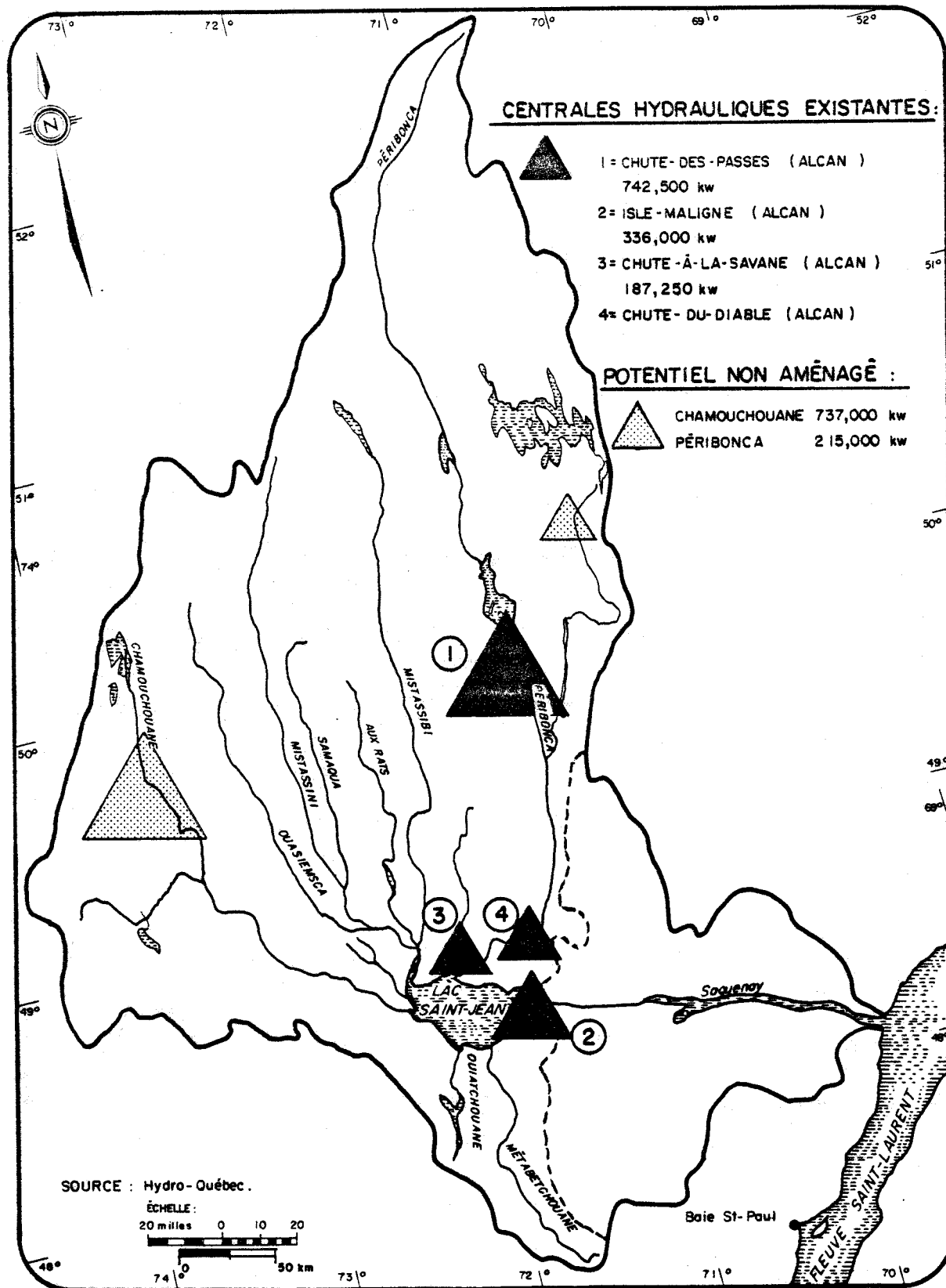


Figure 2.12. Hydroélectricité du bassin hydrographique du lac Saint-Jean.

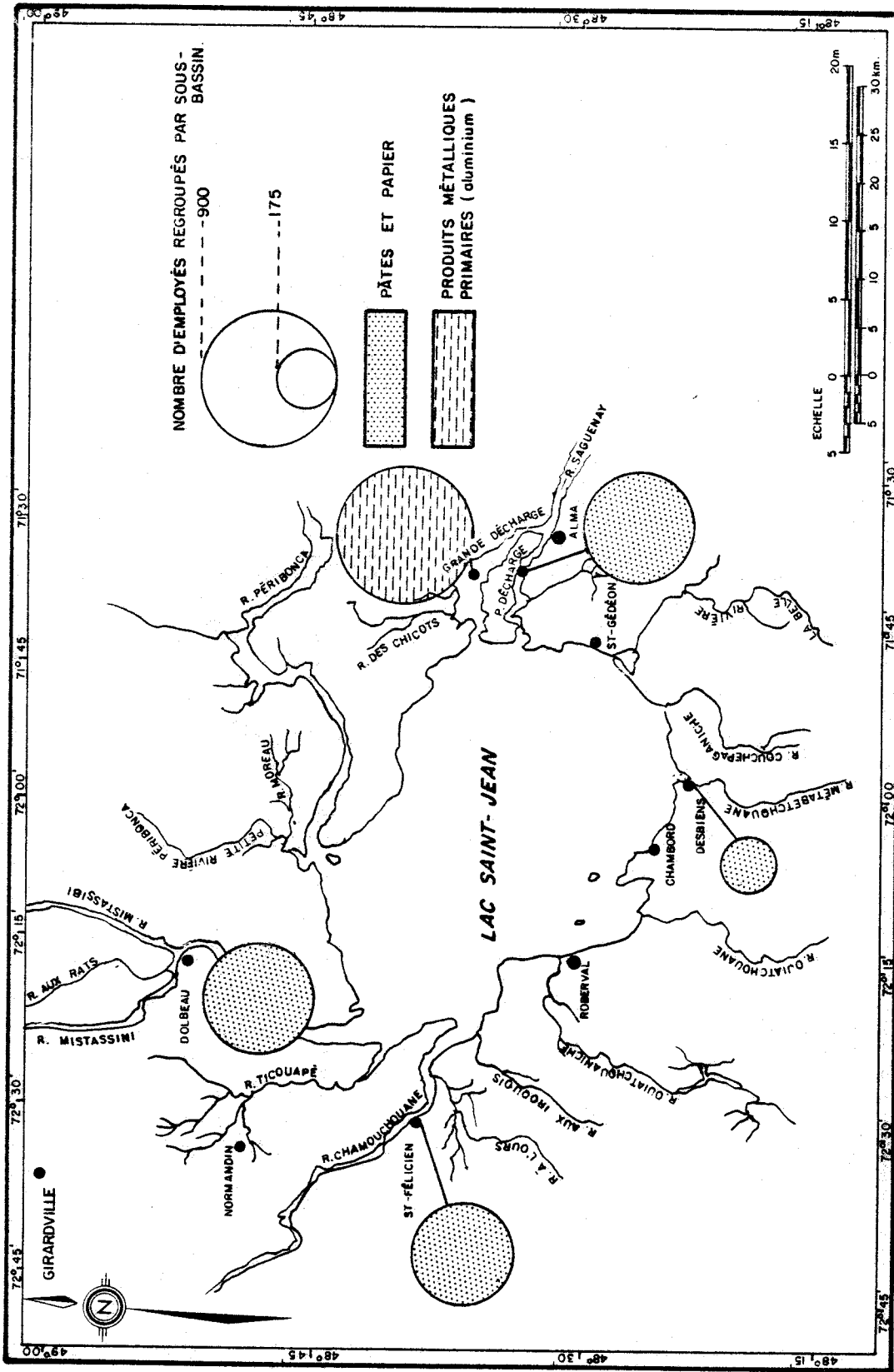


Figure 2.13. Industrie des pâtes et papier et des produits métalliques primaires dans les sous-bassins du lac Saint-Jean.

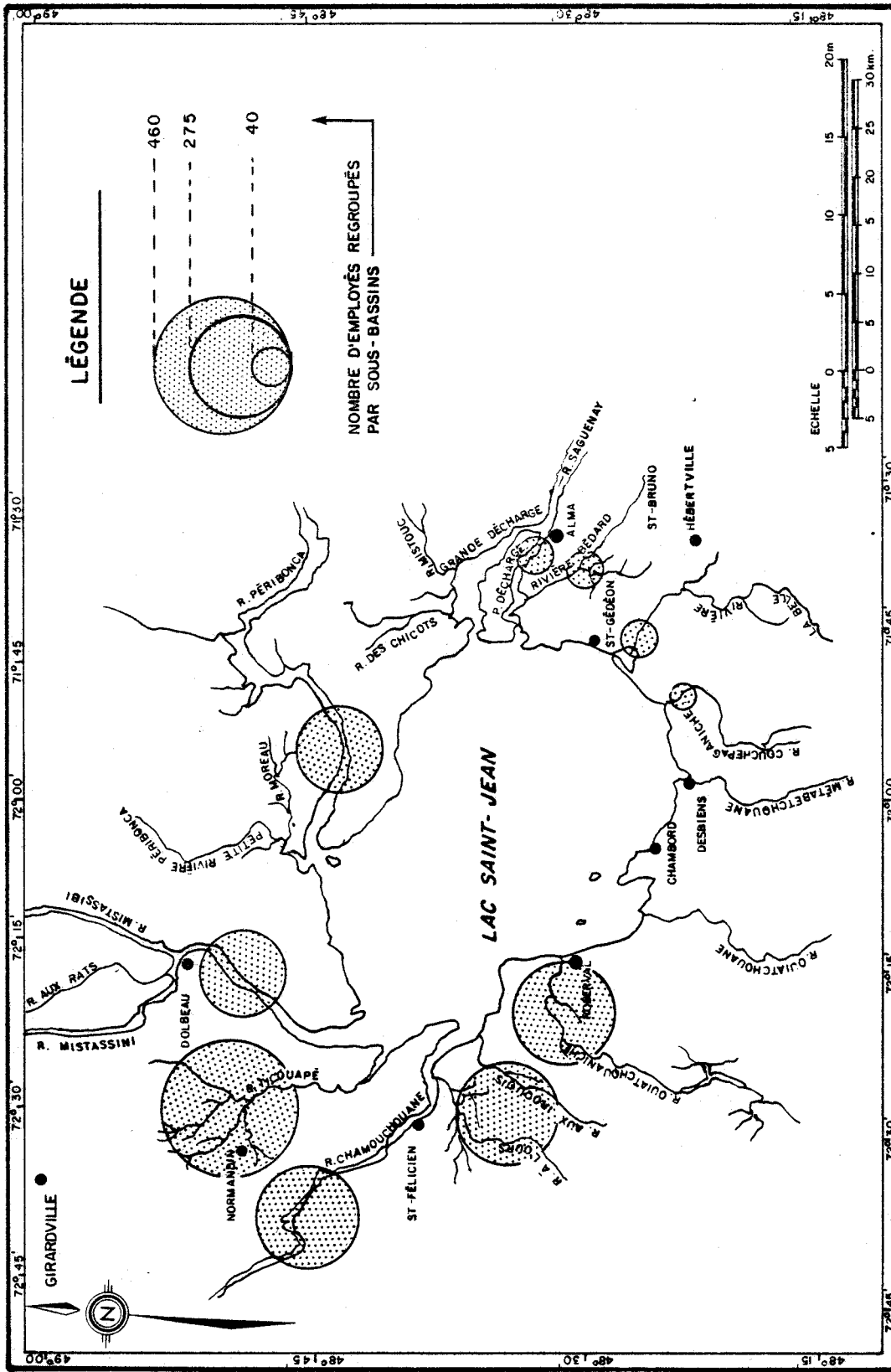


Figure 2.14 . Industrie du bois de sciage dans les sous-bassins du lac Saint-Jean .

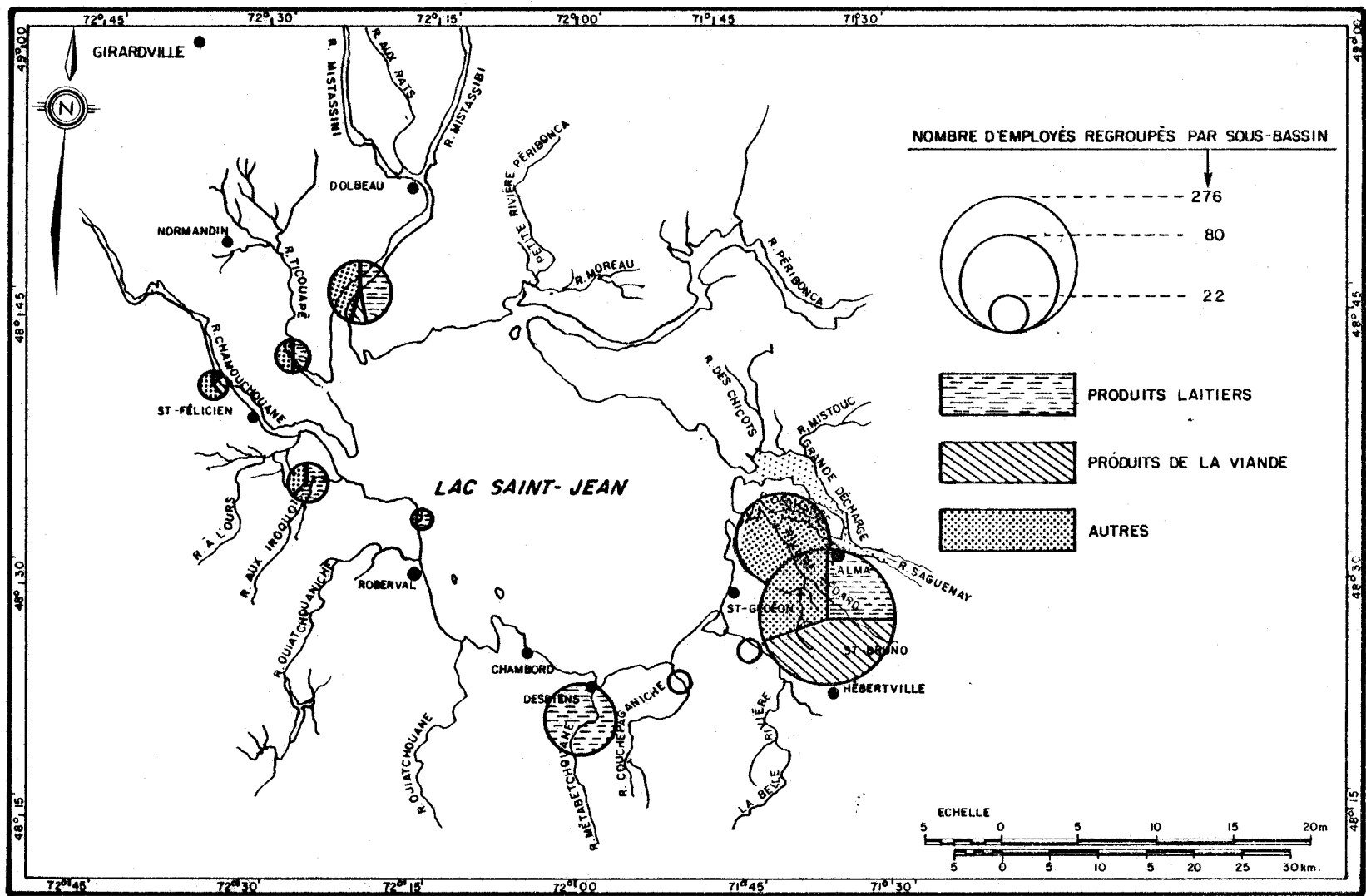


Figure 2. 15. Industrie alimentaire dans les sous-bassins du lac Saint-Jean .

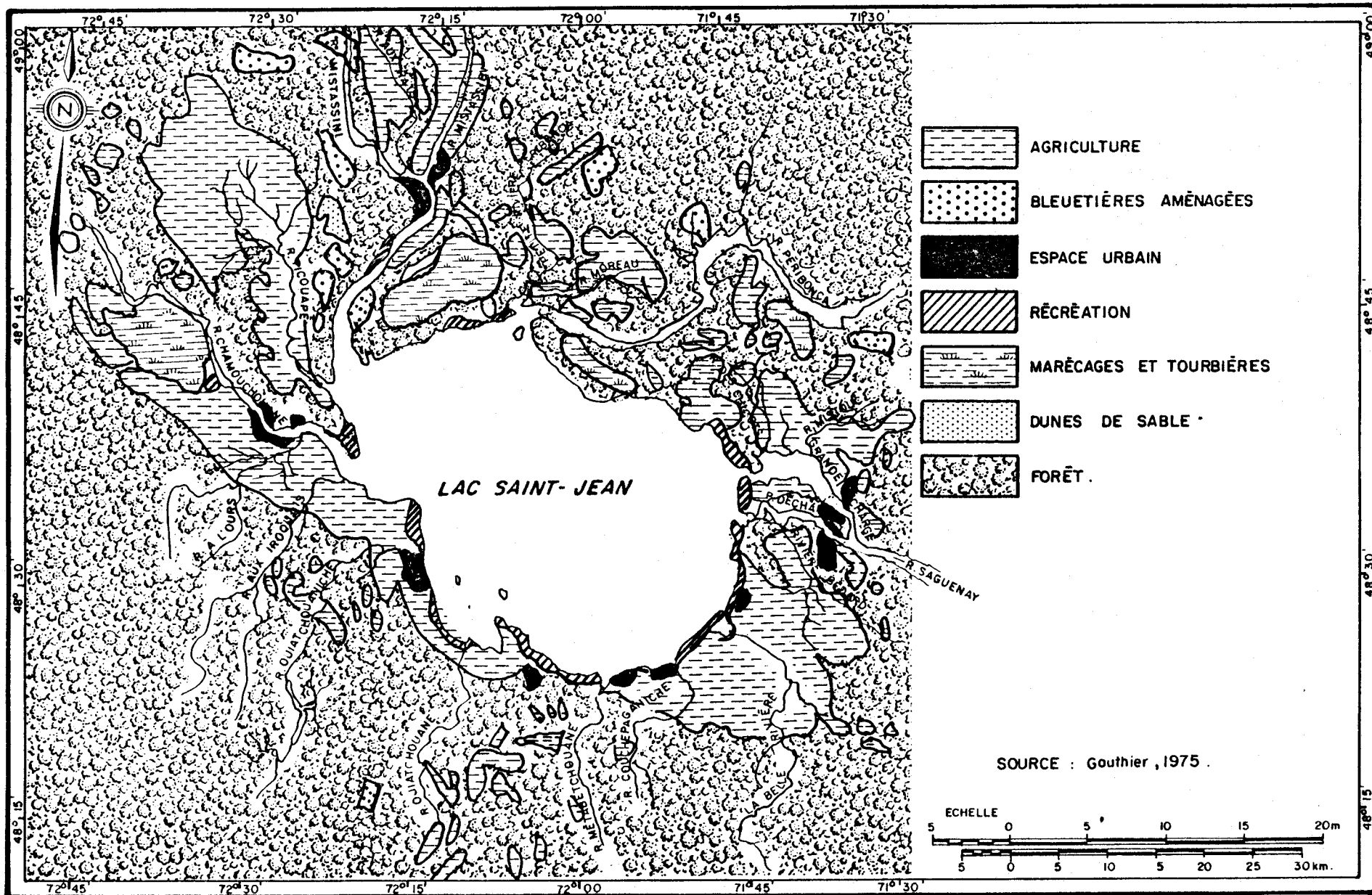
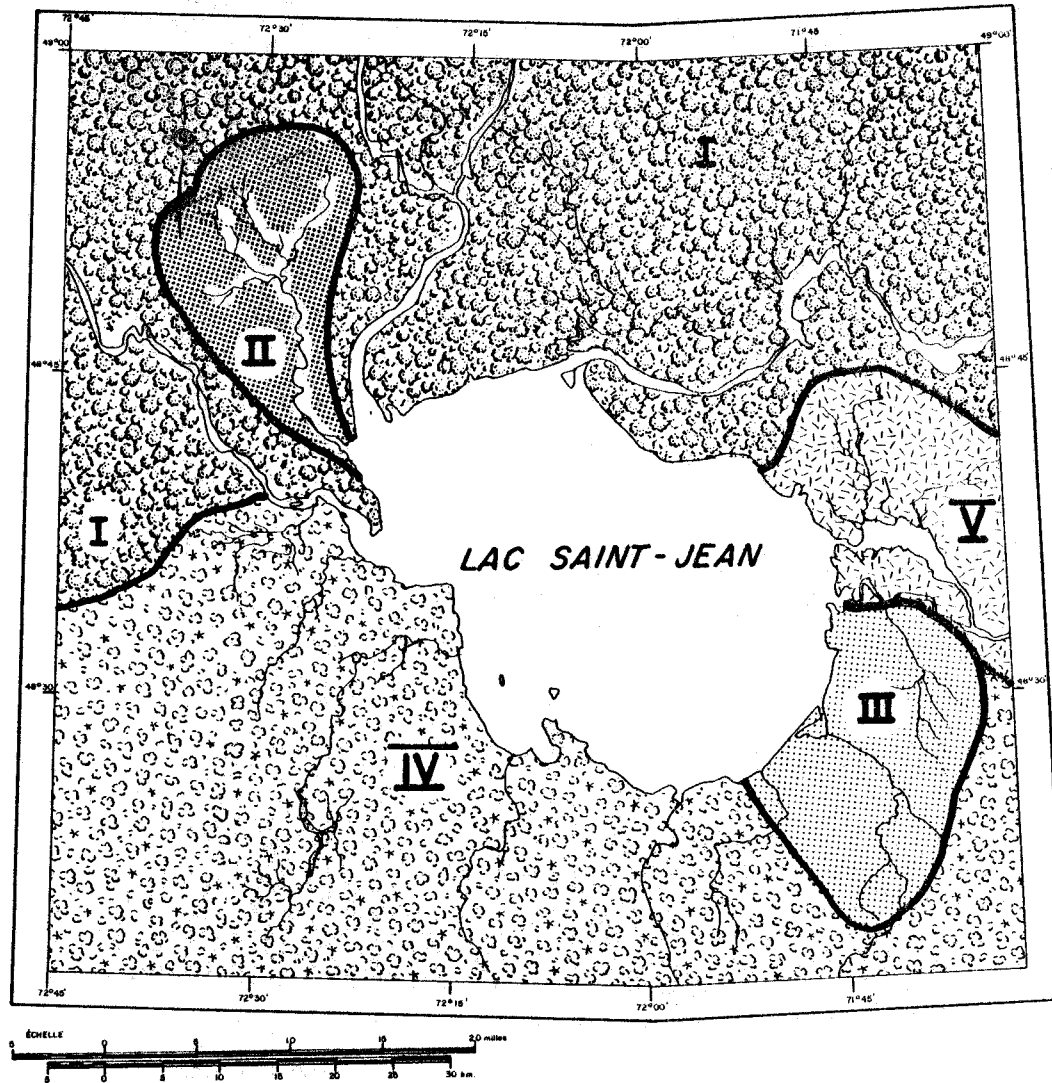


Figure 2.16 . Utilisation du sol dans le bassin du lac Saint-Jean.

LAC SAINT-JEAN

LEGENDE






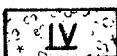

-  I Zone forestière du nord
-  II Zone agricole du nord-ouest
-  III Zone agricole du sud-est
-  IV Zone du sud-ouest
-  V Zone des décharges du lac

Figure 2.17. Grandes zones géographiques du bassin du lac Saint-Jean .

CHAPITRE III

"EVALUATION DES APPORTS EN SUBSTANCES NUTRITIVES
(AZOTE ET PHOSPHORE) DANS LE BASSIN DU LAC SAINT-JEAN"

par Daniel Cluis et Lise Potvin

TABLE DES MATIERES

	<u>PAGE</u>
TABLE DES MATIERES	i
LISTE DES TABLEAUX	iii
LISTE DES FIGURES	v
SOMMAIRE	3.3
1. INTRODUCTION	3.5
2. DESCRIPTION DU MODELE D'APPORTS	3.7
2.1 Hypothèses du modèle	3.7
2.2 Support topographique et drainage	3.8
2.3 Utilisation du territoire	3.9
2.4 Apports spécifiques	3.9
2.5 Banque des données des producteurs à l'échelle du carreau partiel	3.10
2.6 Transport des charges	3.10
2.7 Sens physique des coefficients de transport et de transfert	3.11

	<u>PAGE</u>
3. APPLICATION DU MODELE D'APPORTS AUX SOUS-BASSINS DU LAC SAINT-JEAN	3.11
3.1 Utilisation du territoire par sous-bassin	3.12
3.2 Apports en azote et phosphore	3.13
3.3 Contributions aux apports et concentrations typiques	3.14
3.4 Importance relative des forêts	3.14
4. RESULTATS DE L'EVALUATION DES APPORTS DES TRIBUTAIRES EN SUBSTANCES NUTRITIVES	3.15
4.1 Classification des tributaires du lac Saint-Jean	3.15
4.2 Les apports en azote	3.16
4.3 Les apports en phosphore	3.17
5. CONCLUSION	3.18
6. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	3.21

LISTE DES TABLEAUX

	<u>PAGE</u>
3.1 Apports spécifiques moyens annuels	3.23
3.2 Utilisation du territoire dans les sous-bassins du lac Saint-Jean	3.24
3.3 Apports en azote des sous-bassins du lac Saint-Jean (en kg/jr)	3.25
3.4 Apports en phosphore des sous-bassins du lac Saint-Jean (en kg/jr)	3.26
3.5 Répartition des apports en azote et des concentrations typiques annuelles dans les principaux tributaires du lac Saint-Jean	3.27
3.6 Répartition des apports en phosphore et des concentra- tions typiques annuelles dans les principaux tributaires du lac Saint-Jean	3.28

LISTE DES FIGURES

	<u>PAGE</u>
3.1 Concentrations typiques annuelles en azote et en phosphore de quelques tributaires du lac Saint-Jean en fonction de la contribution relative de la forêt	3.29
3.2 Classification des tributaires du lac Saint-Jean	3.30
3.3 Apports théoriques en azote des tributaires du lac Saint-Jean	3.31
3.4 Apports théoriques en phosphore des tributaires du lac Saint-Jean	3.32

SOMMAIRE

La technique du modèle d'apports, développée sous une forme détaillée (variabilités spatiale et temporelle) sur les bassins des rivières Yamaska et Saint-François, a été appliquée sous une forme plus globale (apports annuels à l'échelle du bassin versant) aux tributaires du lac Saint-Jean.

Ce modèle relie l'utilisation des territoires des bassins versants aux charges en azote et phosphore transitées par les tributaires; il permet aussi de mettre en évidence les contributions relatives, selon l'origine, de différentes sources contribuant aux apports. Ceci a permis une classification des bassins versants selon l'utilisation de leur territoire, classification qui recoupe celle qui a été effectuée à partir des résultats mesurés des tests de fertilité.

On constate que dans les bassins à caractère forestier (Pérignon, Mistassini, Chamouchouane, etc.), les charges totales d'azote et de phosphore sont élevées mais présentent une faible densité ($\text{g}/\text{km}^2/\text{jr}$), alors que dans les bassins à caractère agricole (Ticouapé, Belle Rivière, etc.), les charges totales sont plus faibles mais présentent une densité beaucoup plus forte que dans les bassins à caractère forestier.

1. INTRODUCTION

Les quantités d'éléments nutritifs transités dans un réseau hydrographique, et pouvant entraîner l'eutrophisation des eaux courantes ou lacustres, sont étroitement reliées au mode d'utilisation du territoire concerné.

Pour une étude détaillée des charges en substances nutritives rejetées par les différents utilisateurs sur le territoire, la technique utilisée propose un schéma simple de cheminement de ces substances et permet d'évaluer sur une base annuelle les quantités de substances nutritives transportées en tout point du réseau hydrologique et de mettre en évidence les contributions relatives des différents agents responsables. Elle permet également de prévoir les répercussions d'un aménagement sur la diminution relative des quantités d'éléments nutritifs transités dans les tronçons de rivière situés en aval.

L'étude de la documentation montre que la teneur en éléments nutritifs des eaux d'un bassin est reliée étroitement à l'utilisation du territoire drainé.

- Vollenweider (1968) a mis en évidence la possibilité de classer les lacs selon leur fertilité (stade d'eutrophisation), en fonction de la vitesse d'apport en phosphore par unité de surface et de leur profondeur moyenne. Ce modèle a été amélioré par la suite (Dillon et Rigler, 1975) en introduisant la notion de temps de renouvellement de l'eau;
- Dans le but d'évaluer les apports en phosphore dans une cinquantaine de lacs ontariens peu développés, Dillon et Kirchner (1975) ont tenté d'améliorer la formule présentée par Patalas et Salki (1973) en précisant, par des mesures effectuées sur le terrain, la gamme des charges en phosphore exportées selon la géologie (roches sédimentaires métamorphiques ou ignées) et l'utilisation du territoire (forêt, forêt + pâturage, agriculture) (Kirchner, 1975).

Deux travaux récents s'inscrivent également dans cette même ligne de pensée:

- L'Agence américaine de protection de l'environnement (EPA, 1974) vient de publier son premier rapport concernant l'échantillonnage national sur l'eutrophisation. Ce rapport porte sur 143 bassins de drainage de la partie du Centre-Nord et du Nord-Est des Etats-Unis. Son but est d'établir des relations générales entre l'utilisation du territoire et les éléments nutritifs (azote (N), phosphore (P)) des rivières dans la perspective d'établir des coefficients d'exportation¹ par ruissellement de ces corps chimiques, reliés à l'utilisation du territoire et à certaines caractéristiques géographiques. Cette étude insiste surtout sur les sources diffuses et la densité des animaux d'élevage. L'interprétation axée sur la méthode des régressions entre les charges mesurées et les types d'utilisation du sol n'a pas donné les résultats souhaités; l'étude se poursuit et a pour objectif d'étudier environ 1,000 bassins à la grandeur des Etats-Unis;
- Uttomark et al. (1974) ont publié, dans le cadre de la même étude, une revue très complète de la documentation sur les charges en éléments nutritifs provenant des sources diffuses au sens large (précipitations, zones urbanisées, forêts, territoires agricoles). Cette étude insiste sur la partie exportée de ces charges.

La préoccupation commune des recherches précédentes est de préciser, pour un bassin donné (lac ou rivière), les contributions spécifiques des différentes utilisations du territoire drainé, aux charges cheminant dans le réseau hydrographique d'un bassin.

¹ Ce terme définit la quantité d'une matière donnée transférée au cours d'eau.

2. DESCRIPTION DU MODELE D'APPORTS

Le modèle d'apports est un outil permettant de relier les statistiques d'utilisation du territoire aux quantités d'azote et de phosphore transitées. Il a été développé conjointement par le ministère des Richesses naturelles et l'INRS-Eau, et validé avec des données recueillies durant la période 1973-1975 sur les bassins des rivières Yamaska et Saint-François (Cluis et Durocher, 1977). Sous sa forme originale, il permet une évaluation saisonnière ou annuelle des apports en tout point d'un bassin versant.

2.1 Hypothèses du modèle

Les hypothèses suivantes ont été adoptées:

- a) les différentes sources sont additives;
- b) la densité de drainage est suffisamment grande pour qu'une source potentielle atteigne un cours d'eau à l'intérieur de son carreau partiel d'origine (l'unité de territoire définie par le support topographique (voir à 2.2));
- c) une fois dans un cours d'eau, une charge reste dans le lit et se déplace vers l'aval avec possibilité saisonnière de sédimentation ou de remise en suspension ou solution, d'assimilation ou de relâchement par la matière vivante (organismes planctoniques et benthiques);
- d) comme le modèle cherche à établir les charges transportées sur une base saisonnière et non journalière (épisode hydrologique), on émet l'hypothèse que le transfert des charges est suffisamment tamponné pour que les apports spécifiques soient supposés constants durant la période considérée;

- e) faute de relevés géologiques à petite échelle, on considère que les bassins étudiés sont relativement homogènes;
- f) une autre hypothèse importante est qu'il n'y ait pas eu de variations trop rapides de l'utilisation du territoire dans le temps; en effet, les données utilisées sont celles de Statistique Canada (1971). Ces données pourraient être réévaluées avec le recensement de 1976.

2.2 Support topographique et drainage

Pour stocker les informations, le modèle utilise comme support cartographique le quadrillage Universel Transverse de Mercator (grille UTM), disponible au Canada et décrit par Sebert (1972). Les dimensions du carreau de base choisi sont de 10 km sur 10 km, ce qui le rend compatible avec des données fournies sur une base journalière.

L'usage de la grille carrée représente une amélioration pour le stockage et le traitement automatique des données par rapport aux découpages en sous-bassins de taille variable. Ses applications en hydrologie, développées récemment grâce aux travaux de Solomon (1972), se sont avérées fructueuses à cause des relations entre la banque physiographique des données primaires (altitude, couverture végétale, pente) et les phénomènes secondaires (évaporation, précipitations, débits).

Chacun des carreaux de base est divisé en carreaux partiels ayant les mêmes caractéristiques physiographiques que leur carreau de base, mais faisant partie de sous-bassins différents. En conservant en mémoire, pour chaque carreau partiel, les références des carreaux partiels situés à l'amont et du carreau partiel situé à l'aval, on peut représenter très simplement la circulation de l'eau sur le bassin. Ce schéma de drainage est identique à celui du Guide d'utilisation des banques de données (Environnement Canada, 1973).

2.3 Utilisation du territoire

Pour identifier les producteurs d'apports ponctuels ou diffus, on utilise les données de Statistique Canada, qui sont disponibles tous les cinq ans à l'échelle des subdivisions de recensement (ou municipalités). D'autres sources fournissent, pour chaque municipalité du Québec, le nombre de personnes desservies par un réseau d'égouts (Bureau de la Statistique du Québec, 1971) et la liste des principales industries, leurs produits et le nombre de leurs employés (Scott's, 1975).

L'approche fondamentale de distribution des apports est la suivante:

les apports ponctuels sont affectés directement aux carreaux partiels où ils se jettent, alors que les apports diffus sont distribués sur les carreaux entiers proportionnellement aux surfaces des municipalités qui s'y trouvent.

2.4 Apports spécifiques

Pour chacun des apports (égouts domestiques, rejets industriels, ruissellement agricole, élevage, précipitations, forêts), les productivités spécifiques en azote et en phosphore ont été établies à partir de la documentation, en séparant les apports ponctuels à la rivière des apports diffus, c'est-à-dire non totalement transférés. Le tableau 3.1 présente les apports spécifiques reliés aux principaux types de productions du lac Saint-Jean. En ce qui concerne les rejets industriels, les données n'étant pas disponibles, il a fallu utiliser des méthodes indirectes d'estimations, comme le type d'industries et le nombre d'employés, ceci surtout pour l'industrie alimentaire, qui est responsable d'une grande partie des effluents chargés en éléments nutritifs.

2.5 Banque des données des producteurs à l'échelle du carreau partiel

Les données d'utilisation du territoire à l'échelle du carreau partiel constituent la banque des producteurs; si l'on multiplie le nombre de producteurs de chaque classe, par l'apport spécifique journalier correspondant en azote et phosphore, on obtient les banques de productions (ponctuelle et diffuse) d'éléments nutritifs.

2.6 Transport des charges

A partir des banques de productions (ponctuelle et diffuse) et de drainage établies pour les carreaux partiels, et en tenant compte des hypothèses du modèle, on définit deux coefficients de transfert:

C_I = coefficient interne de transfert des apports potentiels au cours d'eau (selon l'hypothèse a);

C_T = coefficient de transport de carreau partiel en carreau partiel (selon l'hypothèse b).

Soit D_i et P_i les apports diffus et ponctuels d'un élément "i" pour un carreau partiel situé à k carreaux partiels en amont d'un point d'échantillonnage. La contribution de ce carreau partiel à la charge transitée pour une période de temps donnée, à la station, s'écrira:

$$L_i = C_T^k \times (P_i + C_I \cdot D_i) \dots\dots\dots 3.1$$

Le transport total en éléments nutritifs à la station d'échantillonnage sera donc la somme des contributions de ce type pour l'ensemble des carreaux partiels situés à l'amont. Ainsi, ce même schéma permet de simuler en tout point du réseau hydrographique les charges transportées.

2.7 Sens physique des coefficients de transport et de transfert

- C_I représente la fraction des apports potentiels atteignant la rivière. Nous nous attendons à ce que ce coefficient soit très faible en hiver (sol gelé), fort au printemps (déstockage) et intermédiaire durant la saison végétative. De plus, compte tenu de la chimie des substances nutritives, on s'attend à ce que le coefficient relatif à l'azote soit plus élevé que celui relatif au phosphore;
- C_T représente le transport de charges une fois acheminées dans le cours d'eau. Nous nous attendons à ce que C_T soit proche de 1 sur une base annuelle, inférieur à 1 aux crues d'automne (mise en suspension et/ou assimilation), supérieur à 1 à la débâcle de printemps et aux crues d'automne (mise en suspension et/ou relâchement).

3. APPLICATION DU MODELE D'APPORTS AUX SOUS-BASSINS DU LAC SAINT-JEAN

Dans le cas du bassin du lac Saint-Jean, nous avons utilisé une version simplifiée de ce modèle, en exploitant les résultats obtenus sur le bassin de la rivière Yamaska. Cette utilisation est décrite au paragraphe 4.5.1 du rapport QE-18 du ministère des Richesses naturelles; il s'agit de l'utilisation du modèle sur une base annuelle ($C_T = 1$), sans échantillonnage de trôle et pour évaluer les apports en un seul point de chaque bassin versant. Dans ce contexte, le découpage du bassin versant en carreaux n'est plus nécessaire.

Sur une base annuelle et pour une année hydrologique moyenne, les apports en azote et phosphore d'un bassin versant peuvent s'écrire ($C_T = 1$):

$$L_i = P_i + C_I \cdot D_i \dots\dots\dots 3.2$$

où

L_i représente la charge moyenne transitée pour l'élément i

P_i la contribution des sources ponctuelles

D_i la contribution des sources diffuses

Les coefficients C_I ont été établis à 15% et 5.6% pour l'azote et le phosphore respectivement; la différence entre ces coefficients de transfert est attribuable essentiellement aux mobilités relatives de l'azote et du phosphore dans le sol.

Comme on le voit, dans ce schéma annuel, la localisation dans un sous-bassin des utilisations du territoire n'a pas d'influence, ce qui permet le cumul par sous-bassin des producteurs selon leur type.

3.1 Utilisation du territoire par sous-bassin

Le tableau 3.2 présente les principales utilisations du territoire nécessaires à l'évaluation des apports.

Ce tableau comporte pour chaque sous-bassin:

- a) la superficie totale et la superficie des forêts;
- b) les données de population humaine, avec et sans égout;
- c) le dénombrement des animaux d'élevage (bovins, porcins, ovins et volailles);

- d) les superficies fertilisées par des engrais chimiques;
- e) le nombre d'employés de l'industrie des produits alimentaires.

Ces données proviennent d'estimations cartographiques et des statistiques municipales du recensement de 1971, qui ont été regroupées et ventilées proportionnellement à la superficie des sous-bassins. Le nombre d'employés de l'industrie alimentaire provient de compilations effectuées à partir des données du Répertoire industriel Scott's, 1975. Compte tenu de la difficulté à évaluer les rejets de cette industrie, cette contribution a été négligée dans l'évaluation des apports des différents sous-bassins du lac Saint-Jean. De toute façon, l'industrie des produits alimentaires n'a de l'importance que dans un seul sous-bassin, soit celui de la rivière Bédard, dont la destination des eaux ne concerne que la Petite Décharge à l'aval du lac Saint-Jean.

3.2 Apports en azote et phosphore

Si, pour chaque sous-bassin, on applique aux utilisateurs du territoire dénombrés au tableau 3.2 les apports spécifiques journaliers correspondants, on obtient les productions d'azote et de phosphore reliées à chaque usage.

Si l'on considère maintenant la nature diffuse ou ponctuelle, on peut cumuler ces productions pour obtenir les charges transitées en utilisant l'équation (3.2) et le coefficient de transfert C_I pertinent à chaque élément nutritif.

Ces résultats sont compilés aux tableaux 3.3 et 3.4 pour l'ensemble des sous-bassins. On remarquera que les apports provenant des 128 gros mammifères du jardin zoologique de Saint-Félicien sont considérés comme des apports ponctuels; les rejets de ces animaux sont en effet déversés presque directement dans la rivière aux Saumons, affluent de la Chamouchouane.

3.3 Contributions aux apports et concentrations typiques

Une fois les apports totaux déterminés, les contributions relatives de chaque classe d'utilisateurs peuvent être facilement obtenues. Cette détermination permet de mettre en évidence les sous-bassins où l'origine des apports est essentiellement naturelle et ceux où les activités humaines sont importantes.

Cette répartition a été effectuée pour des tributaires représentatifs des quatre grands groupes de tributaires du lac Saint-Jean (voir section 4.1).

Connaissant les apports totaux et les surfaces drainées de chaque sous-bassin, on peut calculer une densité des apports en azote et phosphore, exprimée en g/km²/jour. Cette densité est caractéristique de l'intensité de l'utilisation du territoire. Elle peut facilement être transformée en concentration typique si l'on considère que le module de ruissellement annuel spécifique de la région du lac Saint-Jean est uniforme et vaut environ 0.02 m³/s/km², soit 1,700 m³/j/km². Ces concentrations typiques annuelles, qui ont une valeur relative, permettent des interprétations intéressantes si on les rapproche des valeurs du potentiel de fertilité mesurées. Ces calculs sont regroupés aux tableaux 3.5 et 3.6.

3.4 Importance relative des forêts

Sur les tableaux précédents, on note que la contribution relative des forêts est très variable selon les bassins. C'est aussi le mode d'utilisation du territoire exportant le moins d'éléments nutritifs.

Pour un bassin entièrement recouvert par la forêt, les concentrations typiques seraient:

$$N: 5.3 \text{ kg/j.km}^2 \times .15 \div 1,700 \text{ m}^3/\text{j.km}^2 = 0.46 \text{ mg/l}$$

$$P: 0.6 \text{ kg/j.km}^2 \times .056 \div 1,700 \text{ m}^3/\text{j.km}^2 = 0.019 \text{ mg/l}$$

A la figure 3.1, les concentrations typiques d'azote et de phosphore des rivières représentatives de chacun des quatre groupes sont présentées, en fonction de la contribution relative de la forêt; on note que, grâce à la relative homogénéité des bassins, il semble exister une relation assez étroite entre ces deux facteurs.

4. RÉSULTATS DE L'ÉVALUATION DES APPORTS DES TRIBUTAIRES EN SUBSTANCES NUTRITIVES

4.1 Classification des tributaires du lac Saint-Jean

Avant de discuter des résultats de l'évaluation des apports en substances nutritives, il nous a semblé opportun d'établir une classification des tributaires du lac Saint-Jean. Cette classification effectuée d'après les caractéristiques du milieu naturel et l'utilisation du territoire des bassins (chapitre II), ainsi que d'après la qualité physico-chimique des eaux des rivières (chapitre V), a permis d'établir quatre groupes de tributaires (figure 3.2):

- GROUPE I **les grandes rivières forestières du nord**, dont le bassin versant s'étend presque entièrement sur le bouclier: Péribonca, Mistassini, Chamouchouane et Petite Péribonca;

- GROUPE II les rivières agricoles du nord, qui coulent sur des plaines argileuses (argile non calcaire): Ticouapé, Mistouc et des Chicots;

- GROUPE III **les rivières forestières du sud**, dont le bassin s'étend principalement sur le bouclier, mais qui sont influencées dans leur tronçon inférieur par la présence de roches sédimentaires de l'Ordovicien: Métabetchouane, Ouiatchouane et Ouiatchouaniche;

GROUPE IV les rivières agricoles du sud, dont le bassin s'étend en grande partie sur des plaines argileuses (argile calcaire): Belle Rivière, Couchepaganiche, Bédard, à l'Ours et aux Iroquois.

4.2 Les apports en azote

Le tableau 3.5 présente, pour chaque tributaire, les apports totaux en azote, leur origine, leur densité et leur concentration typique. A l'examen de ce tableau, on peut faire les constatations suivantes:

- les charges d'azote les plus importantes sont apportées par les grandes rivières du nord (groupe I); celles-ci contribuent pour près de 80% aux apports totaux d'azote dans le lac;
- la presque totalité (soit de 92 à 99.7%) des apports en azote de ces rivières proviennent des forêts, c'est-à-dire du ruissellement des eaux de pluie en milieu forestier;
- les pourcentages d'apports totaux en azote provenant de l'agriculture sont importants dans les rivières agricoles du groupe II (72% pour la Ticouapé) et du groupe IV (77% pour la Bédard);
- les apports provenant de la population sont peu importants en comparaison de ceux qui proviennent des autres sources; ceci s'explique par le fait que les grandes concentrations de population du bassin ne sont pas localisées dans les sous-bassins considérés ici, mais plutôt dans la zone riveraine du lac (Roberval) ou de la Petite Décharge (Alma)

La figure 3.3 permet de visualiser la contribution relative des différents tributaires en azote, exprimée en termes d'apports totaux et de densité de ces apports. On constate encore que les grandes rivières forestières du nord présentent des apports totaux très importants et des densités

relativement plus faibles, alors que les rivières agricoles du nord et du sud (groupe II et IV) ont une faible contribution en apports totaux, mais des densités très fortes. Les fortes densités s'expliquent par la faible superficie de ces bassins, de même que par l'importance des activités humaines qui y sont exercées.

4.3 Les apports en phosphore

Le tableau 3.6 présente les apports en phosphore des tributaires. On constate qu'en valeur absolue, les apports en phosphore sont beaucoup moins élevés que les apports en azote.

Les grandes rivières forestières du nord (groupe I) apportent la majeure partie des charges totales de phosphore et ces apports proviennent presque entièrement de la forêt. Les apports provenant de l'agriculture sont importants pour les rivières Ticouapé, des Chicots, Belle Rivière et Bédard. Le pourcentage d'apports provenant de la population n'est élevé dans aucun bassin pour les raisons mentionnées à la section 4.2.

De façon générale, les pourcentages d'apports provenant de la population humaine et de l'agriculture sont relativement plus élevés pour le phosphore que pour l'azote. Quant aux apports provenant de la forêt, les pourcentages sont moins élevés pour le phosphore que pour l'azote.

La figure 3.4 illustre, pour chaque tributaire, l'importance relative des apports totaux en phosphore et la densité de ces apports. Comme dans

le cas de l'azote, on constate que les grandes rivières du nord sont importantes sur le plan quantitatif (apports totaux) alors que les rivières agricoles du nord et du sud sont plus importantes sur le plan qualitatif (densité ou concentration).

5. CONCLUSION

La majeure partie (soit près de 80%) des charges totales en substances nutritives qui parviennent annuellement au lac Saint-Jean proviennent des grandes rivières du nord (groupe I), dont le bassin versant est presque totalement recouvert par la forêt. On peut donc présumer que la qualité générale des eaux du lac reflétera celle de ces grandes rivières, sur une base annuelle.

Par ailleurs, la densité des apports en substances nutritives (ou la concentration typique annuelle) est beaucoup plus élevée dans les rivières agricoles (Ticouapé, des Chicots, Mistouc, aux Iroquois, Belle Rivière, Couchepaganiche et Bédard) que dans les rivières forestières du bouclier. Cette forte densité s'explique par la faible superficie des bassins de ces rivières ainsi que par l'intensité des activités humaines qui y sont exercées. Ces rivières transportent un grand nombre de sédiments en suspension, de matière organique et de substances nutritives provenant du fumier des animaux d'élevage, des engrais chimiques, des eaux usées sanitaires, et, dans le cas de la rivière Bédard, de l'industrie alimentaire. La qualité de l'eau du lac risque donc d'être affectée à l'embouchure de ces rivières de même que le long des rives du lac, à proximité de ces rivières. **Il ne s'agit ici que de détériorations locales qui ne devraient finalement pas avoir une grosse incidence sur la qualité générale des eaux du lac dans la mesure où les conditions météorologiques (vent) permettront une dispersion rapide des charges apportées. Par contre, des conditions hydrodynamiques relativement calmes dans le lac Saint-Jean accentueront les conditions locales de détérioration et il sera théoriquement possible de constater alors des phénomènes épisodiques d'eutrophisation, compte tenu des concentrations typiques estimées.**

L'étude qui précède a clairement mis en évidence que, sur une base annuelle, les apports naturels l'emportent largement sur les apports artificiels. Cependant, on sait aussi, et cela a été démontré pour les bassins des rivières Yamaska et Saint-François, que, sur une base saisonnière, ces deux types d'apports ont des comportements très différents, qui peuvent modifier fortement leurs responsabilités relatives.

Compte tenu du temps de séjour relativement court de l'eau dans le lac (90 jours), il serait intéressant d'étudier, durant la saison critique de l'été, l'évolution des apports d'un bassin forestier et d'un bassin à forte utilisation artificielle, ce qui permettrait une calibration "in situ" du modèle et une évaluation des apports relatifs durant cette saison. L'importance relative des sources ponctuelles durant cette période pourrait être ainsi estimée.

Dans ce contexte, les données statistiques de 1976 pourraient être utilisées, ce qui permettrait une mise à jour des valeurs théoriques d'azote et de phosphore.

6. BIBLIOGRAPHIE

- BUREAU DE LA STATISTIQUE DU QUEBEC. (1974).
Renseignements statistiques 1971 - Municipalités du Québec. Ministère
de l'Industrie et du Commerce, Québec, 195 p.
- CLUIS, D. et H. DUROCHER. (1977).
Qualité des eaux des rivières Saint-François et Yamaska. Volume 3:
secteur du modèle d'apports. Service Qualité des Eaux, ministère des
Richesses naturelles, Q.-E.-18.
- DILLON, P.J. et N.B. KIRCHNER. (1975).
The effects of geology and land use on the export of phosphorus from
watersheds. *Wat. Research*, 9(2): 135-148.
- DILLON, P.J. et F.H. RIGLER. (1975).
A simple method for predicting the capacity of a lake for development
based on lake trophic status. *J. Fish. Res. Board Can.*, 32(9): 1519-
1531.
- ENVIRONNEMENT CANADA. (1973).
Guide to Data Holding - 3.0 Hydrologic Square Grid System - Electronic
data processing committee. Environnement Canada.
- EPA. (1974).
Relationships between drainage area characteristics and non-point sour-
ces in streams. National Eutrophication Survey Staff. Report NERC-
EPA, 50 p.
- KIRCHNER, W.B. (1975).
An examination of the relationship between drainage basin morphology
and the export of phosphorus. *Limnol. Oceanog.*, 20(2): 267-270.
- PATALAS, K. et A. SALKI. (1973).
Crustacean plankton and the eutrophication of lakes in the Okanaga
Valley, B.C. *J. Fish. Res. Board Can.*, 30: 519-542.
- SCOTT'S. (1975).
Répertoire industriel du Québec. 7e édition. Penstock Publications
Ltd.

SEBERT, L.M. (1972).

Chaque pouce carré - La projection universelle transverse de Mercator (système UTM). Ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources, Canada.

SOLOMON, S.I. (1972).

Joint Mapping. Casebook of hydrological network design practise - WMO publication No 342 - 11-2.1.

STATISTIQUE CANADA. (1971).

Recensement du Canada - Population Québec, 1(1).

STATISTIQUE CANADA. (1971).

Recensement du Canada - Agriculture Québec, 4(2).

UTTOMARK, P.D., J.D. CHAPIN et K.M. GREEN. (1974).

Estimating nutrient loading of lakes from non-point sources. Report EPA 660/3-74-020, 112 p.

VOLLENWEIDER, R.A. (1968).

Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation. OCDE, Paris, rapport DAS/CSI/68.27, p. 95-148.

TABLEAU 3.1 Apports spécifiques moyens annuels.

	PRODUCTEURS	TYPE D'APPORT	APPORTS D'AZOTE	APPORTS DE PHOSPHORE
Apports naturels	Forêts	Diffus	5.3 kg/jour-km ²	0.6 kg/jour-km ²
Apports humains	• Population avec égout	Ponctuels	14 g/jour-habitant	1.8 g/jour-habitant
	• Population sans égout	Diffus	14 g/jour-habitant	1.8 g/jour-habitant
Apports agricoles:				
- Bétail	• Bovins	Diffus	187 g/jour-animal	33.6 g/jour-animal
	• Porcs	Diffus	31 g/jour-animal	9.5 g/jour-animal
	• Poules et poulets	Diffus	2 g/jour-animal	0.1 g/jour-animal
	• Moutons	Diffus	24 g/jour-animal	4.4 g/jour-animal
- Superficie fertilisée par des engrais chimiques	• Avoine	Diffus	4.6 kg/jour-km ² fertilisés	9.4 kg/jour-km ² fertilisés
	• Pâturages défrichés	Diffus	15.4 kg/jour-km ² fertilisés	9.1 kg/jour-km ² fertilisés
	• Foin cultivé	Diffus	15.4 kg/jour-km ² fertilisés	9.1 kg/jour-km ² fertilisés
	• Orge	Diffus	12 kg/jour-km ² fertilisés	12 kg/jour-km ² fertilisés
	• Pommes de terre	Diffus	25 kg/jour-km ² fertilisés	12 kg/jour-km ² fertilisés
Apports industriels	Chacune des industries	Ponctuels	Selon le type d'industrie et le nombre d'employés	

SOURCE: Cluis et Durocher, 1976.

TABLEAU 3.2 Utilisation du territoire dans les sous-bassins du lac Saint-Jean.

SOUS-BASSINS	STATIONS INRS-EAU*	SUPERFICIE TOTALE (km ²)	FORETS (km ²)	POPULATION		BETAIL				SUPERFICIE FERTILISEE PAR ENGRAIS CHIMIQUES (km ²)	INDUSTRIE ALIMENTAIRE (nombre d'employés)
				Avec égout (hab.)	Sans égout (hab.)	Bovins totaux (têtes)	Porcs (têtes)	Moutons (têtes)	Poules et poulets (têtes)		
TRIBUNAIRES DU LAC											
A la Chasse	-	33	17	0	352	913	664	18	12768	0	-
A l'Ours	12	310	270	0	1662	3330	1492	83	39266	1.82	-
Aux Cochons	-	39	24	358	12	986	109	220	3781	1.29	-
Aux Iroquois	2	208	145	150	1371	3694	2661	77	52261	0.05	22
Belle Rivière	7	502	346	0	4154	9928	3180	522	80090	9.62	10
Chamouchouane	13	15431**	15275	6127	1958	3691	599	53	21565	3.11	43
Couchepaganiche	-	100	70	1347	154	2017	306	74	23812	1.03	-
Grandmont	-	32	3	0	547	1462	169	186	2689	2.74	70
Métabetchouane	9	2325	2301	969	1009	1064	28	20	497	0.41	72
Mistassini	16	21877	21658	12655	1772	4861	762	415	13825	8.27	-
Moreau	23	111	72	0	651	1821	42	330	1154	2.67	-
Ouiatchouane	10	955	926	1955	103	780	22	36	569	0.16	-
Ouiatchouaniche	11	352	323	0	2492	901	120	99	14287	0.36	-
Péribonca	19	26925***	26698	944	1678	1179	154	356	1266	1.86	-
Petite Péribonca	18	1165	1130	250	1140	2372	102	86	4281	2.03	80
Ticouapé	14	665	259	3199	6642	20764	4206	1477	70844	29.73	-
ZONE RIVERAINE DU LAC											
Chambord	89	51	7	1123	731	2429	378	30	2218	-	-
Desbiens	-	5	0	453	453	0	0	0	0	-	-
Métabetchouan	8	41	0	471	579	1412	214	52	16668	1.13	-
Roberval	68	118	12	8330	3089	986	159	88	6648	0.68	5
Saint-Gédéon	56	41	0	0	1357	2192	253	278	4033	4.04	-
GRANDE DECHARGE											
Des Chicots	20	51	33	0	659	1377	483	378	2262	1.30	-
Mistouc	21	215	107	700	2075	4195	1090	934	7014	2.75	-
Zone riveraine	-	84	-	5812	262	576	70	-	5209	0.77	-
PETITE DECHARGE											
Bédard	65	132	40	1400	2213	5029	1227	177	46083	8.77	276
Zones riveraine	-	101	30	18747	1218	2305	279	20	2742	2.82	131

* Les stations d'échantillonnage sont localisées à la figure 6.2.

** Excluant la superficie du sous-bassin de la rivière à l'Ours.

*** Excluant la superficie du sous-bassin de la rivière Moreau.

SOURCES: - Statistique Canada, 1971

TABLEAU 3.3 Apports en azote* des sous-bassins du lac Saint-Jean (en kg/jr).

SOUS-BASSINS	STATIONS INRS-EAU**	FORETS	AGRICULTURE			POPULATION			APPORTS TOTAUX
			Elevage	Engrais	Total	Sans égout	Avec égout	Totale	
Type d'apport		Diffus	Diffus	Diffus	Diffus	Diffus	Ponctuel	P + C ₁ D	$\sum (P_i + C_1 D_i)$
TRIBUTAIRES DU LAC									
A la Chasse	-	90	222	0	222.0	4.9	0	0.7	48.0
A l'Ours	12	1431	782	24.0	806.0	23.0	0	3.4	339.0
Aux Cochons	-	127	205	16.0	221.0	0.2	5.0	5.2	57.0
Aux Iroquois	2	768	902	0.5	902.5	19.0	2.1	4.9	226.0
Belle Rivière	7	1833	1189	260.0	2449.0	58.0	0	9.0	651.0
Chamouchouane	13	80957	778	37.0	815.0	27.0	86 + 28***	118.0	12384.0
Couchepaganiche	-	371	474	22.0	496.0	2.1	19.0	19.0	153.0
Grandmont	-	16	288	32.0	321.0	7.6	0	1.1	52.0
Métabetchouane	9	12195	201	4.5	206.0	14.0	14.0	16.0	1876.0
Mistassini	16	114790	974	87.0	1062.0	25.0	177.0	181.0	17558.0
Moreau	23	381	353	32.0	385.0	9.1	0	1.4	116.0
Ouïatchouane	10	4907	149	3.2	152.0	1.4	27.0	27.0	786.0
Ouïatchouaniche	11	1711	228	6.3	234.0	35.0	0	5.0	297.0
Péribonca	19	14500	234	29.0	264.0	23.0	13.0	17.0	21281.0
Petite Péribonca	18	5989	463	19.0	482.0	16.0	3.5	5.9	977.0
Ticouapé	14	1372	4201	352.0	4554.0	93.0	45.0	59.0	948.0
ZONE RIVERAINE DU LAC									
Chambord	89	37.0	474	0	479	10	16.0	17.3	98.0
Desbiens	-	0	0	0	0	6	6.3	7.3	7.3
Métabetchouane	8	0	306	15.4	322	8	6.6	7.8	56.0
Roberval	68	63.6	206	6.3	213	43	117.0	123.0	164.0
Saint-Gédéon	56	0	436	48.9	484	19	0	2.8	75.5
GRANDE DECHARGE									
Des Chicots	20	174	276	14.0	290	9.2	0	1.4	98.0
Mistouc	21	567	860	32.3	892	29.0	10	14.2	233.0
Zone riveraine	-	-	73	12.0	85	3.0	81	81.4	94.1
PETITE DECHARGE									
Bédard	65	212	1128	117	1245	31	20	24	243
Zone riveraine	-	159	442	30	472	17	262	265	360

* Les apports en azote ont été calculés à partir des données d'utilisation du territoire, tableau 3.2.

** Les stations d'échantillonnage sont localisées à la figure 6.2.

*** Apports provenant des 128 gros mammifères du jardin zoologique de Saint-Félicien.

TABLEAU 3.4 Apports en phosphore* des sous-bassins du lac Saint-Jean (en kg/jr).

SOUS-BASSINS	STATIONS INRS-EAU**	FORETS	AGRICULTURE			POPULATION			APPORTS TOTAUX
			Elevage	Engrais	Total	Sans égout	Avec égout	Totale	
Type d'apport		Diffus	Diffus	Diffus	Diffus	Diffus	Ponctuel	P + C _I D	$\sum (P_i + C_{I}D_i)$
TRIBUNAIRES DU LAC									
A la Chasse	-	10.0	46	0.0	46	0.6	0	0.03	3.4
A l'Ours	12	162.0	154	11.0	166	3.0	0	0.2	19.8
Aux Cochons	-	14.0	38	11.0	49	0.02	0.6	0.6	4.4
Aux Iroquois	2	87.0	186	0.4	187	2.5	0.3	0.4	16.8
Belle Rivière	7	207.0	422	184.0	606	7.5	0	0.4	49.3
Chamouchouane	13	9165.0	145	28.0	173	3.5	11 + 3.6***	15.0	579.0
Couchepaganiche	-	42.0	88	16.0	104	0.3	2.4	2.4	11.2
Grandmont	-	1.8	53	25.0	79	1.0	0	0.06	4.9
Métabetchouane	9	1380.0	36	4.0	40	1.8	1.7	1.8	87.1
Mistassini	16	12995.0	182	75.0	257	3.2	23	23.0	818.0
Moreau	23	43.0	64	24.0	88	1.2	0	0.07	7.9
Ouiatchouane	10	555.0	27	1.3	28	0.2	3.5	3.5	38.6
Ouiatchouaniche	11	193.0	42	4.9	46	4.5	0	0.3	14.7
Péribonca	19	16019.0	44	30.0	74	3.0	1.7	1.9	967.0
Petite Péribonca	18	678.0	84	21.0	105	2.0	0.5	0.6	47.5
Ticouapé	14	155.0	794	282.0	1075	12	5.7	6.5	80.3
ZONE RIVERAINE DU LAC									
Chambord	69	4.2	87.0	0	87.3	1.5	2.2	2.3	7.2
Desbiens	-	0	0	0	0	0.9	0.9	0.95	0.95
Métabetchouan	8	0	61.5	11.6	72.0	1.2	0.9	1.0	4.9
Roberval	68	7.2	40.0	6.8	46.7	6.2	16.7	17.0	19.8
Saint-Gédéon	56	0	81.0	38.4	119.0	2.7	0	0.14	6.4
GRANDE DECHARGE									
Des Chicots	20	20.0	54	14.0	68.0	1.2	0	0.07	4.3
Mistouc	21	64	161	26.3	187.3	4.1	1.4	1.6	14.9
Zone riveraine	-	0	20	5.0	25.0	1.0	10.6	10.6	12.0
PETITE DECHARGE									
Bédard	65	24	213	83	297	4.0	2.5	2.7	22.0
Zone riveraine	-	18	82	21	103	2.2	33.5	33.6	40.0

* Les apports en phosphore ont été calculés à partir des données d'utilisation du territoire, tableau 3.2.

** Les stations d'échantillonnage sont localisées à la figure 6.2.

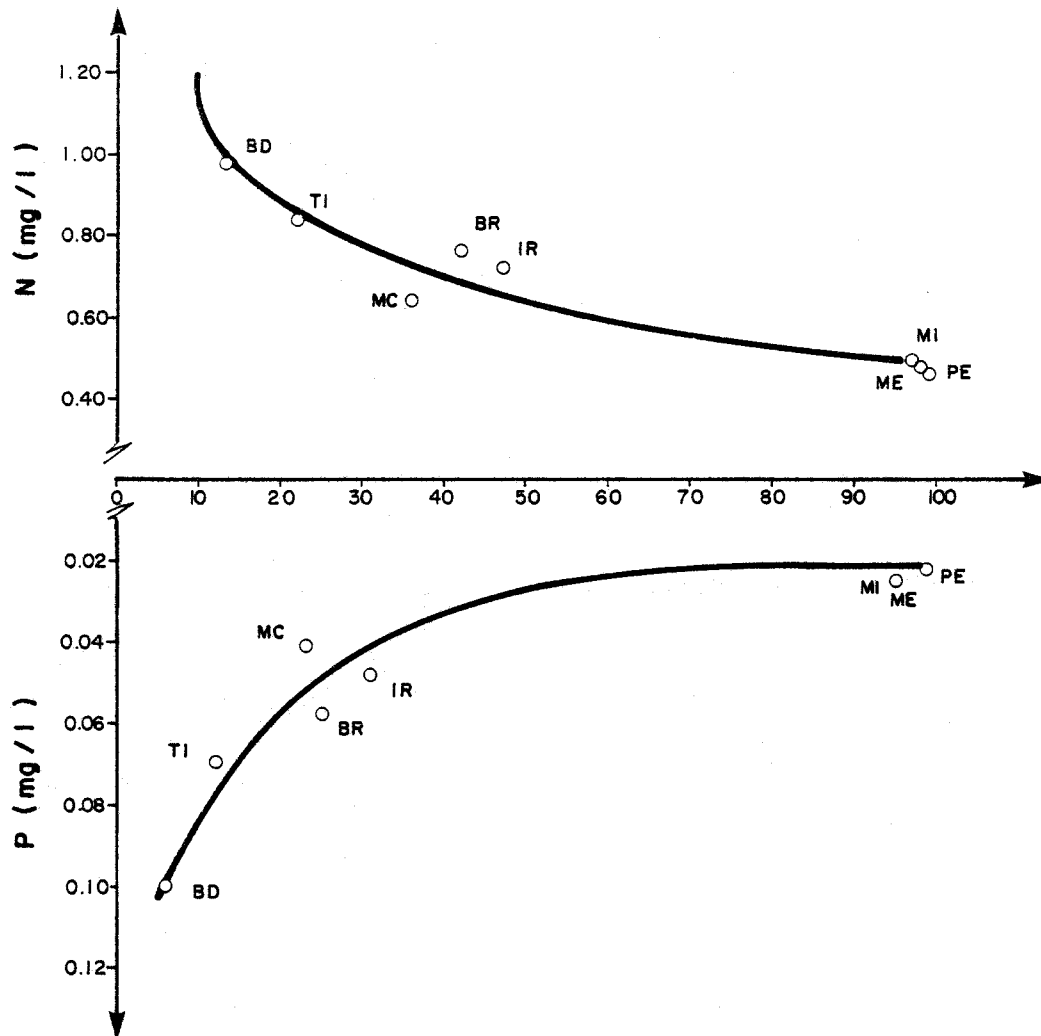
*** Apports provenant des 128 gros mammifères du jardin zoologique de Saint-Félicien.

TABLEAU 3.5 Répartition des apports en azote et des concentrations typiques annuelles dans les principaux tributaires du lac Saint-Jean.

GROUPE	RIVIERES	APPORTS TOTAUX kg/jour	ORIGINE DES APPORTS			DENSITE g/km ² /jour	CONCENTRATION TYPIQUE mg/l
			Forêt %	Agriculture %	Population %		
I Rivières forestières du nord	Péribonca	21281	99.7	0.2	0.07	790	0.46
	Mistassini	17558	98.0	0.9	1.0	800	0.47
	Chamouchouane	12389	98.0	1.0	0.9	800	0.47
	Petite Péribonca	977	92.0	7.0	0.6	830	0.49
II Rivières agricoles du nord	Ticouapé	948	22.0	72.0	6.0	1430	0.84
	Mistouc	733	36.0	57.0	6.0	1090	0.64
	Des Chicots	71	37.0	61.0	1.9	1390	0.90
III Rivières forestières du sud	Métabetchouane	1876	97.0	1.6	0.8	810	0.48
	Ouiatchouane	786	94.0	2.9	3.5	820	0.48
	Ouiatchouaniche	297	86.0	12.0	1.8	840	0.49
IV Rivières agricoles du sud	Belle Rivière	651	42.0	56.0	1.0	1300	0.76
	Couhepaganiche	453	37.0	50.0	13.0	1490	0.88
	Bédard	243	13.0	77.0	10.0	1840	1.08
	Aux Iroquois	226	45.0	53.0	2.0	1230	0.72
	A l'Ours	339	63.0	36.0	1.0	1090	0.64

TABLEAU 3.6 Répartition des apports en phosphore et des concentrations typiques annuelles dans les principaux tributaires du lac Saint-Jean.

GROUPE	RIVIERES	APPORTS TOTAUX kg/jour	ORIGINE DES APPORTS			DENSITE g/km ² /jour	CONCENTRATION TYPIQUE mg/l
			Forêt %	Agriculture %	Population %		
I Rivières forestières du nord	Péribonca	967	99	0.4	0.2	36	0.021
	Mistassini	818	95	1.9	2.8	37	0.022
	Chamouchouane	575	96	1.8	2.5	37	0.022
	Petite Péribonca	475	86	13.0	1.2	40	0.023
II Rivières agricoles du nord	Ticouapé	80.3	12	80	8.0	120	0.070
	Mistouc	14.9	23	66	11.0	70	0.041
	Des Chicots	4.3	22	76	1.3	100	0.059
III Rivières forestières du sud	Métabetchouane	87.1	95	2.8	2.1	37	0.022
	Ouiatchouane	38.6	86	4.4	9.1	40	0.023
	Ouiatchouaniche	14.7	79	19.0	1.8	42	0.025
IV Rivières agricoles du sud	Belle Rivière	49.3	25	74.0	0.9	98	0.058
	Couchepaganiche	11.2	22	56.0	11.2	110	0.065
	Bédard	22.0	6	81	12.5	170	0.100
	Aux Iroquois	16.8	31	66	2.5	81	0.048
	A l'Ours	19.8	49	50	0.9	64	0.038



LÉGENDE :

- GROUPE I = MI = MISTASSINI
 PE = PÉRIBONCA
 GROUPE II = TI = TICOUAPÉ
 MC = MISTOUC
 GROUPE III = ME = MÉTABETCHOUANE
 GROUPE IV = BR = LA BELLE-RIVIÈRE
 BD = BÉDARD
 IR = AUX IROQUOIS

Figure 3.1. Concentrations typiques annuelles en azote et en phosphore de quelques tributaires du lac Saint-Jean en fonction de la contribution relative de la forêt.

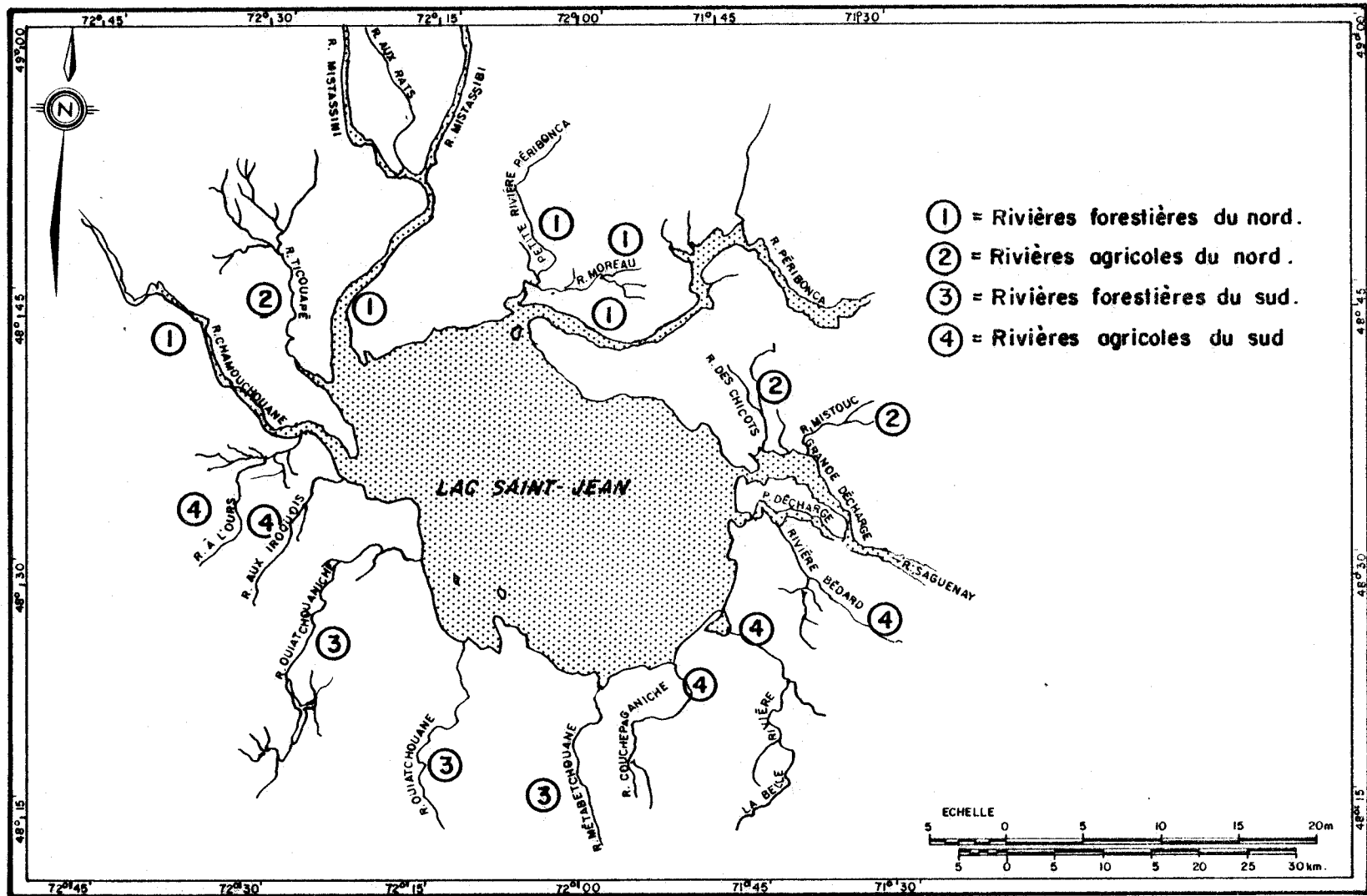


Figure 3.2 . Classification des tributaires du lac Saint-Jean .

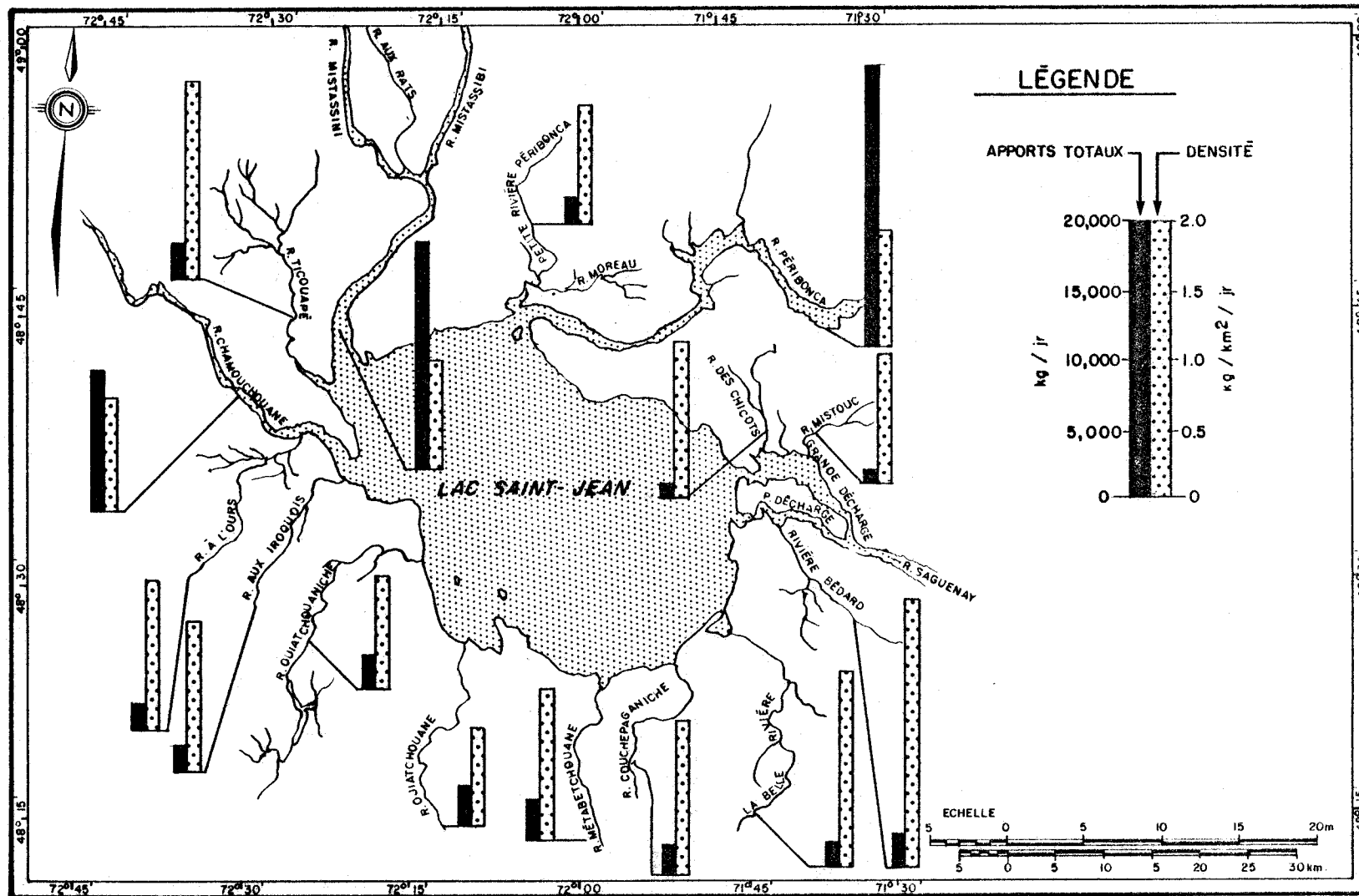


Figure 3.3 . Apports théoriques en azote des tributaires du lac Saint-Jean.

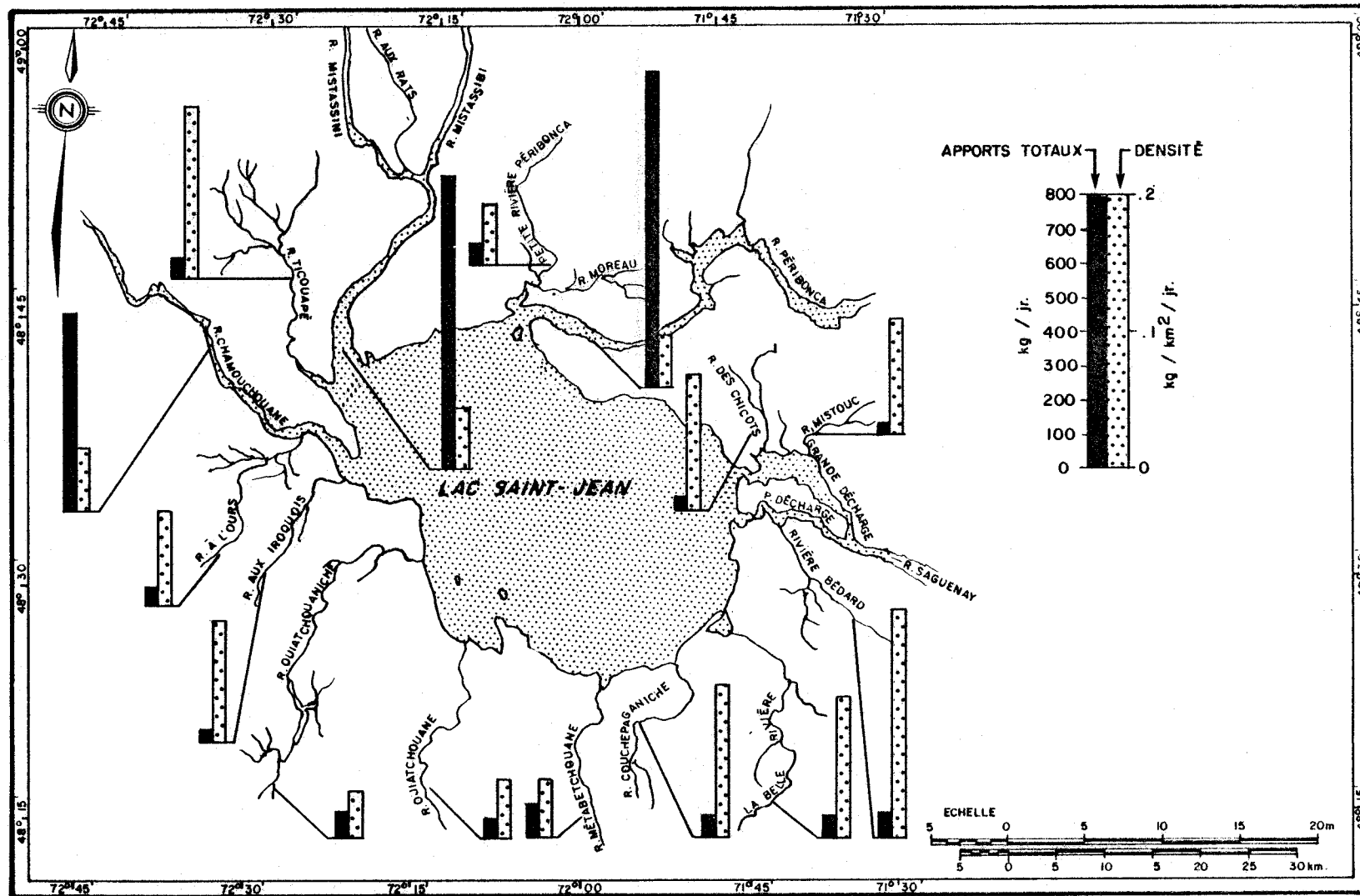


Figure 3.4. Apports théoriques en phosphore des tributaires du lac Saint-Jean.

CHAPITRE IV

"QUELQUES CARACTERISTIQUES LIMNO-PHYSIQUES
DU LAC SAINT-JEAN"

par Michel Leclerc

TABLE DES MATIERES

	<u>PAGE</u>
TABLE DES MATIERES	i
LISTE DES TABLEAUX	iii
LISTE DES FIGURES	v
SOMMAIRE	4.3
1. INTRODUCTION	4.5
2. OBJECTIFS	4.5
3. LES LIMITES ET L'ENVIRONNEMENT DU SYSTEME LACUSTRE	4.7
3.1 Le bassin	4.8
3.2 Le régime hydrologique	4.9
4. LES CARACTERISTIQUES STRUCTURELLES	4.11
4.1 Volume	4.12
4.2 L'exposition aux vents (FETCH)	4.15
4.3 Profondeurs	4.16

	<u>PAGE</u>
5. ASPECTS FONCTIONNELS	4.19
5.1 Thermique	4.19
5.1.1 Notions de base	4.20
5.1.2 Le lac Saint-Jean	4.22
5.1.3 Interrelation thermique-morphométrie	4.24
5.2 La dynamique des eaux	4.25
5.2.1 Temps de séjour moyen et taux de renouvellement interannuels	4.26
5.2.2 Résultats mensuels et saisonniers	4.28
5.2.3 Le mélange des eaux	4.31
CONCLUSION	4.34
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	4.37

LISTE DES TABLEAUX

	<u>PAGE</u>
4.1 Répartition en superficie et en % du bassin versant du lac Saint-Jean en ses principaux sous-bassins (voir aussi la figure 4.2) (Source: MRN-H7, 1969)	4.9
4.2 Débits évacués (1973-1974), apports reconstitués et contributions mensuelles moyennes du bassin versant du lac Saint-Jean, en amont de l'Ile Maligne (station MRN-062901)	4.39
4.3 Données de température - vs - la profondeur (m) pour les stations 1 (centre du lac) et 2 (auxiliaire)	4.40
4.4 Taux moyens interannuels de renouvellement mensuel (unités: mois ⁻¹)	4.28
4.5 Taux mensuels de renouvellement et d'évacuation des eaux du lac Saint-Jean en 1973-1974	4.29

LISTE DES FIGURES

	<u>PAGE</u>
4.1	Limites du système et interactions physiques principales avec son environnement 4.41
4.2	Superficie relative des bassins versants des principaux tributaires du lac Saint-Jean 4.42
4.3	Chaîne de répercussions 4.43
4.4	Grille utilisée pour établir certaines caractéristiques bathymétriques d'un lac 4.44
4.5	La répartition en pourcentage des profondeurs du lac Saint-Jean 4.45
4.6	Répartition des volumes en fonction de la profondeur au lac Saint-Jean 4.46
4.7	Technique de calcul du fetch (selon Davis et Sorensen, 1969) 4.47
4.8	Profondeur moyenne du lac Saint-Jean en fonction du niveau hydrostatique de la surface 4.48
4.9	Poids spécifique de l'eau pure en fonction de la température (Dussart, 1966) 4.49
4.10	Comportement thermique typique des lacs des régions méridionale et semi-septentrionale du Québec 4.50
4.11	Régime thermique estival et volumes du lac Saint-Jean 4.51
4.12	Contour horizontal de la thermocline et pourcentage de l'épilimnion en contact avec la surface du fond 4.52

	<u>PAGE</u>
4.13 Relation entre la profondeur de la thermocline et la longueur effective d'un lac soumis aux vents (fetch). (Patalas, 1976)	4.53
4.14 Observation d'une seiche interne du lac Saint-Jean 07-08-74	4.54

SOMMAIRE

L'objectif du présent travail est d'identifier et d'analyser les facteurs externes et internes du système physique ouvert du lac Saint-Jean pouvant exercer une influence déterminante sur les processus chimiques et biologiques. Le système a été scruté dans son état actuel, en considérant comme irréversibles les changements attribuables à la présence d'ouvrages de génie pour la production hydro-électrique.

La morphologie du lac Saint-Jean est caractérisée par de faibles profondeurs, un volume réduit et une grande superficie soumise aux vents.

Son régime thermique est caractéristique des lacs fortement influencés par le vent. La thermocline étant profonde, la majeure partie des eaux se retrouvent dans la couche supérieure et peuvent éventuellement participer, comme support des substances nutritives, aux mécanismes de photosynthèse.

Par ailleurs, comme les apports hydrologiques sont considérables, les eaux se renouvellent rapidement, ce qui constitue à la fois un avantage et un danger potentiel. On peut en effet envisager tout autant une grande sensibilité aux mécanismes de dégradation qu'une grande capacité de récupération.

Les mécanismes de mélange des eaux sont nombreux et puissants au lac Saint-Jean. Vu la rareté des informations à ce propos, on a dû élaborer des hypothèses concernant les scénarios de diffusion des tributaires. Le facteur climatique demeure déterminant à ce propos.

1. INTRODUCTION

Pour présenter les résultats de l'étude des caractéristiques physiques du lac Saint-Jean, nous avons utilisé les notions fondamentales de système. Ces notions permettent de construire une image cohérente du système, en situant les connaissances acquises dans un ensemble qui tiendra compte autant que possible des interactions et interrelations entre les éléments statiques (ex.: la forme d'un lac) et les phénomènes dynamiques (ex.: la thermique). Mais avant tout, cette approche a pour caractéristique fondamentale de situer toute l'information dans la perspective de la recherche d'un objectif.

Comme il est mentionné dans l'introduction de ce rapport (chapitre 1), l'objectif fondamental de ces travaux de recherche sur le lac Saint-Jean était centré sur le comportement général du système en fonction des phénomènes de productivité biologique. Les répercussions d'un tel objectif sur les études physiques du lac sont contraignantes et restreignent¹ toute recherche qui ne comporte pas, de toute évidence, une interaction avec la compréhension de ce phénomène global. Evidemment, il n'est pas toujours facile d'évaluer à priori l'importance de telle ou telle orientation de la recherche et c'est la raison pour laquelle les objectifs se doivent d'être critiqués et réévalués périodiquement.

2. OBJECTIFS

Les différents facteurs qui participent au comportement physique interagissent entre eux et avec le comportement bio-physico-chimique du lac Saint-Jean. Ce tissu d'interactions étant relativement complexe, il est opportun de situer ces éléments par rapport au système, globalement. Théoriquement, et pour tout système, on distingue particulièrement:

¹ Le lecteur notera parfois que l'auteur s'est permis d'ajouter certaines analyses à caractère didactique, dans le but de faciliter la compréhension du travail.

Un système délimité et un environnement

Le lac Saint-Jean constitue un sous-système de son bassin versant incluant les phénomènes énergétiques et climatologiques d'échelle comparable. Comme nous sommes intéressés à ce qui se passe à l'intérieur de la cuvette proprement dite, nous considérons les interactions du lac avec cet environnement en terme d'intrants et d'extrants au système (figure 4.1). Les apports hydrologiques seront donc considérés au sein de cette subdivision.

Des facteurs structurels internes

Les facteurs structurels sont ceux que l'on peut qualifier de statiques en fonction des objectifs de l'étude et qui interagissent avec le comportement du système (sa dynamique). Dans cette optique, les caractéristiques morphologiques du lac sont d'une importance capitale. Ces caractéristiques, bien que naturelles en grande partie, incluent également des facteurs liés à la présence de l'homme, telle la présence d'ouvrages de génie (barrages, centrales hydro-électriques, etc.).

Des aspects fonctionnels

Ces aspects très reliés au facteur temps sont caractérisés par le changement continu. On entre pleinement dans la dynamique du système. Ces phénomènes sont déterminés en grande partie par les facteurs structurels du système (morphologie) ainsi que par ses interactions avec l'environnement (régime hydrologique, climat régional, apports énergétiques, etc.). Les comportements thermiques et hydrodynamiques appartiennent donc à cette catégorie.

Dans ce contexte, les objectifs ou points d'intérêt de la partie physique de nos travaux portent principalement sur:

- la morphologie de la cuvette et les ouvrages de génie;

- son environnement physique perçu au niveau des interactions (climatologiques, bassin versant, intrants et extrants hydrologiques);
- le comportement thermique;
- le comportement hydrodynamique.

3. LES LIMITES ET L'ENVIRONNEMENT¹ DU SYSTEME LACUSTRE

Un lac constitue un système en soi, dans la mesure où il fonctionne avec sa cohérence propre (composantes internes, structure, dynamique, tissu d'interactions internes, etc.). Mais, il est à peu près, sinon tout à fait impossible, d'envisager un système qui ne soit tributaire à des degrés divers d'un environnement extérieur à lui-même. Dans l'analyse d'un système, et plus particulièrement de son environnement, on doit franchir certaines étapes essentielles, soit:

- la définition des limites du système;
- l'identification des composantes extérieures à ces limites qui exercent une influence sensible sur la dynamique du système;
- et l'analyse de ces interactions².

Nous considérons donc que le lac Saint-Jean est délimité par la cuvette lacustre elle-même, à l'exclusion du réseau hydrographique qui l'alimente (figure 4.1). Cette cuvette a comme contour horizontal supérieur la limite approximative des hautes eaux. Verticalement, elle s'étend depuis la surface jusqu'à l'interface sédiments-eau.

¹ Considéré ici dans son acception générale, c'est-à-dire ce qui entoure et interagit avec un système.

² On comprendra ici que le but n'est pas d'analyser chacun des systèmes qui environnent le lac. Il s'agit simplement de résumer l'analyse à son interaction avec le lac.

Quant aux composantes extérieures qui interagissent avec la dynamique des eaux du lac Saint-Jean, on distingue:

- la géologie (traitée au chapitre II, par Lise Potvin);
- la climatologie (également traitée au chapitre II);
- l'hydrologie, qui recevra plus particulièrement notre attention.

3.1 Le bassin

Le système hydrologique constitué par le bassin versant et son réseau hydrographique est, comme nous le verrons plus loin (section 5.2.1: renouvellement des eaux), une des caractéristiques les plus déterminantes sur les processus physico-chimiques et biologiques du lac Saint-Jean. Elle détermine en effet la vitesse de renouvellement des eaux, de même qu'elle influence la structure thermique du lac. Cette interaction avec le lac se manifeste à travers le régime des écoulements, considéré soit sur une base annuelle, soit sur une base mensuelle (saisonnière).

Le bassin versant, en amont de l'île Maligne (station MRN-062901)¹, a une superficie totale de 73,000 km² (28,000 mi²), et se subdivise en sous-bassins principalement orientés nord-sud. Ces sous-bassins se partagent la superficie totale selon les pourcentages donnés au tableau 4.1:

¹ Réseau hydrographique du ministère des Richesses naturelles

Tableau 4.1 Répartition en superficie et en % du bassin versant du lac Saint-Jean en ses principaux sous-bassins (voir aussi la figure 4.2) (Source: MRN-H7, 1969).

	<u>Superficie (km²)</u>	<u>% du total</u>
Chamouchaouane	15,740	21.5
Mistassini ¹	12,320	16.9
Mistassibi ¹	9,320	12.8
Péribonca	26,925	26.9
Autres	8,695	11.9
<hr/>		
TOTAL	73,000	100%

3.2 Le régime hydrologique

Selon les données du ministère des Richesses naturelles, le bassin versant du lac Saint-Jean fournit en moyenne (module interannuel spécifique) 0.02 m³/s pour chaque kilomètre carré de superficie (1.84 pi³/s/mi²). Pour l'ensemble du bassin, le module interannuel atteint donc la valeur de 1,467 m³/s (51,800 pi³/s). Pour l'année 1973-1974, soit la période principale des observations physiques, cette valeur atteint 1,720 m³/s (60,900 pi³/s). Les débits au lac Saint-Jean sont fortement influencés par l'opération hydro-électrique de la centrale de l'île Maligne. Cette influence, que l'on peut qualifier de saisonnière² ou mensuelle, peut même devenir interannuelle, mais à de faibles pourcentages. Le tableau 4.2 illustre bien cette situation, puisque l'on y trouve les débits moyens mensuels pour l'année

¹ Au confluent de ces deux rivières.

² Volumes stockés pendant le printemps et l'automne, et relâchés progressivement le reste du temps.

d'observation 1973-1974 (octobre à septembre), tels qu'ils ont été mesurés à l'exutoire du bassin et comparés aux débits reconstitués (apports de l'amont) pour tenir compte de l'effet d'emménagement.

On remarque à l'observation de ce tableau, que la période de janvier à mars est fortement caractérisée par une évacuation plus grande que les apports naturels; ceci est attribuable à l'exploitation hydro-électrique des réserves, alors que la période de mai se caractérise au contraire par un emménagement intensif.

Du point de vue de l'effet que peuvent avoir ces pratiques sur le lac, il faut distinguer entre:

- l'effet en soi exercé par le régime d'exploitation, comparé à la situation existant avant la construction des ouvrages de génie, au début du siècle (avant 1925);
- l'effet actuel du régime d'exploitation sur un système qui a atteint un nouvel équilibre environnemental.

Ces effets se manifestent à travers une chaîne de répercussions à trois niveaux, schématisée à la figure 4.3.

Ici, il est difficile d'élaborer plus loin que le deuxième niveau (2) sans risquer de spéculer indûment. On peut affirmer cependant que le lac Saint-Jean, avant la construction des ouvrages de retenue, exerçait certainement une influence de régularisation du régime hydrologique par sa capacité naturelle d'emménagement. Cette influence passée, bien que plus faible que l'influence actuelle, devait quand même atteindre la régularisation intermensuelle. Pépin (1969) note que, dans le passé (avant 1925), le régime des niveaux du lac atteignait approximativement les mêmes extrêmes (minimum et maximum) que maintenant, sauf que le régime d'hiver était plus caractéristique d'une courbe de tarissement conventionnelle. De plus, les niveaux d'été observés dans le passé nous autorisent à croire que l'influence de la

crue printanière ne se faisait sentir que pendant deux ou trois (2 ou 3) mois, alors que maintenant l'effet se prolonge presque sur toute l'année. En effet, les niveaux d'été de l'époque atteignaient, après la décrue, des valeurs sensiblement comparables aux niveaux d'étiage d'hiver, alors que maintenant le niveau estival est maintenu à une valeur très élevée, légèrement inférieure à l'extrême annuel du printemps.

Cet effet se traduit au deuxième niveau (2) par des perturbations du régime de renouvellement des eaux, surtout du point de vue de l'évacuation, mais aussi par le volume caractéristique du lac pendant l'été. Une estimation grossière nous permet d'évaluer à environ 20-25% le surplus actuel de volume estival par rapport à la situation passée. **Ce rehaussement estival a aussi certainement des effets sur la dynamique des sédiments (déposition, resuspension) du fond du lac, l'érosion des berges ainsi que la disponibilité de sols arables¹.**

En ce qui concerne le troisième niveau (3) (propagation de perturbations à travers l'écosystème), nous ne sommes pas en mesure de l'élaborer sans risquer de fausses interprétations.

4. LES CARACTERISTIQUES STRUCTURELLES

Cet aspect de la physique du lac Saint-Jean est intimement relié au mouvement des eaux, et surtout à leur taux de renouvellement, auquel nous allons accorder une section particulière dans ce chapitre. Auparavant, nous définirons quantitativement la nature de la cuvette, à l'aide des paramètres suivants:

- volume global;
- volume en fonction de la profondeur et du niveau de la surface;

¹ Les terres qui n'étaient inondées qu'au printemps le sont devenues également en été.

- répartition statistique des profondeurs;
- profondeur maximale et moyenne;
- exposition aux vents.

4.1 Volume

Pour déterminer le volume du lac, il est essentiel de disposer d'une carte bathymétrique, c'est-à-dire une carte des contours du lac. La meilleure carte dont nous pouvions disposer était celle du ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources du Canada (FR-6010) datant de 1965 et reproduisant le lac à l'échelle 1/75,000. Contrairement à une carte bathymétrique conventionnelle, les profondeurs du lac y sont rapportées ponctuellement et aucune interpolation systématique ou tracé d'isobathe n'ont été effectués, ce qui donne une information relativement hétérogène du point de vue densité spatiale.

Habituellement, pour déterminer le volume d'un lac, on utilise la relation suivante:

$$V_0 = \int_0^{z_m} A_z dz \quad \dots\dots\dots 4.1$$

où:

V_0 = volume total sous la surface (niveau 0)

z_m = profondeur maximale

A_z = la superficie du lac au niveau z

z = une coordonnée verticale prise à partir d'un niveau de référence fixe (niveau moyen de la surface).

Cette relation peut également être utilisée sous une forme discrétisée par tranches successives:

$$V_0 = \sum_{i=1}^n \bar{A}_{i \rightarrow i+1} \Delta z \dots\dots\dots 4.2$$

où:

$\bar{A}_{i \rightarrow i+1}$ = superficie moyenne d'une tranche entre les niveaux

Δz = épaisseur des tranches

n = nombre maximal de tranches.

Le problème consistait donc à obtenir une estimation satisfaisante de la superficie du lac aux différentes profondeurs. Nous avons opté pour une méthode dite "statistique", qui consistait à échantillonner systématiquement les profondeurs du lac, à l'aide d'un quadrillage à pas constant et d'une technique d'interpolation linéaire à chaque noeud de cette grille (figure 4.4). Cette interpolation effectuée autant que possible entre deux points pouvait tenir compte éventuellement de l'influence d'un ou de deux autres points situés à proximité.

Afin de minimiser autant que possible les erreurs éventuelles commises sur les interpolations individuelles aux noeuds et pour respecter le niveau de résolution spatiale donnée par l'information de la carte (densité spatiale des données), nous avons utilisé une grille d'un (1) pouce de côté, ce qui donnait 470 points d'interpolation à l'échelle de la carte (1/75,000).

L'étape suivante consistait à produire un histogramme des profondeurs (figure 4.5), en considérant des intervalles de profondeur (tranches) de 5 pieds¹.

¹ Nous avons travaillé en système anglais, qui avait été utilisé pour la confection de la carte. L'histogramme de base a été produit pour des intervalles de 5 pieds, qui furent ramenés à 10 pieds pour la présentation graphique.

A l'aide du planimétrage de la surface du lac (100% de la superficie) et de l'histogramme des profondeurs cumulé (figure 4.5), l'on pouvait estimer la superficie moyenne de chaque tranche, et, à l'aide de la relation 4.2, calculer les volumes de chaque tranche et le volume global du lac. Le résultat de ces calculs apparaît à la figure 4.6.

Les principales conclusions qu'on peut en tirer sont les suivantes:

- i) la superficie du lac, au niveau d'altitude géodésique 99.58 m (326.7 pieds), est égale à 1053 km² (406.6 mi.²);**
- ii) le volume total du lac est égal à 1.19 X 10¹⁰ m³ (4.20 X 10⁹ pi.³);**
- iii) on retrouve approximativement:**
 - 25% du volume entre 0 et 3.7 m
 - 50% du volume entre 0 et 8.5 m
 - 75% du volume entre 0 et 17.3 m

Dans la mesure où le niveau du lac est variable en fonction du régime hydrologique, une connaissance des volumes du lac au-dessus de la cote de 99.58 m peut nous être utile. Les données d'emménagement de l'Alcan¹ donnent les valeurs suivantes pour deux tranches successives de 1 m d'épaisseur:

- la première: .107 X 10¹⁰ m³,
- la deuxième: .113 X 10¹⁰ m³,

ce qui donne respectivement 1.296 X 10¹⁰ m³ et 1.409 X 10¹⁰ m³ pour le volume total aux cotes de 100.58 m et 101.58 m.

¹ Société d'électrolyse et de chimie Alcan.

4.2 L'exposition aux vents (FETCH)

Le vent est un des facteurs les plus déterminants pour les comportements thermique et hydrodynamique d'un lac. Nous en discuterons aux sections 5.1.2 et 5.2.3. Mais quelle que soit son intensité, l'influence du vent peut se faire sentir sur le lac, dans la mesure où celui-ci lui prête flanc. Cette caractéristique structurelle d'un lac peut être quantifiée à l'aide de la notion de "fetch", qui définit la dimension linéaire orientée d'un plan d'eau exposé à un vent dans sa direction prédominante. Cette valeur est habituellement pondérée en fonction des dimensions du lac dans différentes directions. Nous utiliserons la formule suggérée par Davis et Sorensen (1969), qui s'exprime de la façon suivante:

$$L_f = \frac{\sum_{i=1}^{16} L_i \cos \beta_i}{\sum_{i=1}^{16} \cos \beta_i} \dots\dots\dots 4.3$$

où:

$$i = 1, 2, 3, \dots\dots\dots 16;$$

L_f = longueur du fetch;

β_i = angle mesuré latéralement depuis un axe correspondant à l'orientation prédominante du vent:

$$45^\circ < \beta_i < 135^\circ$$

on a donc des subdivisions angulaires successives de 6°

L_i = longueur d'un segment de droite joignant les deux extrémités du lac et divergeant de la direction prédominante du vent par un angle β_i .

Le point de convergence de ces segments de droite est situé normalement au centre géométrique de la surface (voir la figure 4.7).

Pour le lac Saint-Jean, nous avons utilisé une carte de base fournie par le ministère fédéral des Mines et Relevés techniques (#220 et 34A, 1963) à l'échelle 1:250,000.

Les vents dominants dans cette région¹ sont du nord-ouest et du sud-ouest. Vu la plus grande emprise du vent nord-ouest (estimation "à priori" fondée sur la longueur du lac exposée), le calcul a donc été effectué selon cette direction.

Le résultat de ce calcul donne 40.6 km comme valeur du fetch. Nous verrons plus loin comment ce résultat peut nous être utile (section 5.2.3).

4.3 Profondeurs

La profondeur est une propriété structurelle d'un lac qui a également son importance relativement au régime sédimentologique du fond, au régime thermique et à la répartition verticale des masses d'eau. En raison de la variabilité spatiale de cette caractéristique, il convient de l'envisager selon différents points de vue, qui sont les suivants:

- i) profondeur moyenne statique;
- ii) profondeur moyenne chronologique;
- iii) profondeur moyenne - vs - niveau hydrostatique du lac;
- iv) profondeur maximale
- v) répartition statistique des profondeurs (histogramme non cumulé et cumulé).

¹ Selon les données compilées des stations de Normandin, de Saint-Félicien et de Roberval.
Voir à cet effet la section "Climat" du chapitre II de ce rapport.

L'estimation de la profondeur moyenne se fait habituellement à l'aide de la relation suivante:

$$\bar{z} = \frac{V_0}{A_0} \dots\dots\dots 4.4$$

où:

V_0 = volume au niveau de référence 0 de la surface du lac

A_0 = superficie du lac correspondante.

Nous avons établi une distinction entre profondeur moyenne statique et profondeur moyenne variable en raison des fluctuations importantes de niveaux du lac Saint-Jean. Comme le volume et la superficie du lac utilisés dans la relation précédente sont variables en fonction du niveau du lac et qu'une variation de niveau de 1 m n'implique pas une variation de la valeur moyenne de la profondeur de 1 m, il convenait donc de calculer cette caractéristique comme une fonction du niveau. La relation 4.4 devient donc:

$$\bar{z}(h) = \frac{V_0(h)}{A(h)_0} \dots\dots\dots 4.5$$

où:

(h) exprime une fonction d'un niveau variable

Les résultats de ces calculs apparaissent à la figure 4.8.

Nous retiendrons habituellement la valeur moyenne correspondant au niveau géodésique 99.58 m (326.7 pi):

$$\bar{z}(99.58 \text{ m}) = 11.3 \text{ m.}$$

En ce qui concerne la profondeur moyenne chronologique, elle découle du niveau du lac Saint-Jean, tel qu'il est influencé par son régime hydrologique. C'est donc à la fois une caractéristique structurelle (statique) et fonctionnelle puisque reliée au facteur "temps". A titre d'illustration, nous avons utilisé les données de niveau de la station 062901 du ministère des Richesses naturelles pour les 9 premiers mois de 1974. Le niveau moyen était de 100.21 m (328.8 pieds). La profondeur moyenne qui en découle est donc de 11.6 m:

$$\bar{z} (100.21 \text{ m}) = 11.6 \text{ m.}$$

La profondeur maximale du lac Saint-Jean, telle qu'elle a été rapportée sur la carte #FR-6010, est de 63.1 m (207 pi.). Cette profondeur, contrairement à la profondeur moyenne, varie directement en fonction du niveau hydrostatique du lac.

En ce qui concerne la répartition des profondeurs, une représentation en fonction des superficies du lac est souhaitable. Cette représentation, obtenue à partir de la même analyse que celles des volumes (section 4.1), est montrée à la figure 4.4, à la fois pour les valeurs partielles (% de la superficie totale située entre 2 profondeurs) et cumulées (% de la superficie au-dessus d'une profondeur donnée). La présente analyse est effectuée pour un niveau moyen du lac de 99.58 m (328.3 pi.). A l'observation de cette figure, on note la forme très particulière du lac, qui fait que:

- près de 26% de la superficie du lac a une profondeur inférieure à 3.05 m (10 pi.);
- cette valeur atteint respectivement 38% et 53% pour des profondeurs de 6.1 m (20 pi.) et 9.15 m (30 pi.).

Ce lac est donc exceptionnellement peu profond, compte tenu de sa superficie. Cette caractéristique a des implications importantes sur la

distribution spatiale et granulométrique des sédiments de fonds¹ et sur la distribution des volumes d'eau (section 4.1) et ce qui en découle quant à la distribution des substances nutritives et de leur utilisation dans la zone photique².

5. ASPECTS FONCTIONNELS

Dans les sections précédentes, nous avons cherché à définir les caractéristiques essentielles de ce qui constitue l'environnement du système du lac Saint-Jean, c'est-à-dire son bassin versant, le régime hydrologique, etc., et ceci en terme d'interactions avec le lac. Ensuite, les propriétés structurelles du lac ont été définies, c'est-à-dire les caractéristiques qui, tout en étant variables, parfois sur de longues échelles de temps, peuvent être considérées comme statiques vis-à-vis des phénomènes que nous allons analyser dans cette section.

Ces phénomènes que l'on considère comme dynamiques sont des processus de régulation d'éléments en circulation dans le système, tels que l'eau, la chaleur (énergie) et les sels minéraux.

Nous allons donc traiter des phénomènes suivants:

- la thermique;
- la dynamique des eaux en terme de renouvellement, d'évacuation et de scénarios de mélange.

5.1 Thermique

Avant d'aborder le caractère spécifique des phénomènes thermiques du lac Saint-Jean, il est indispensable de rappeler quelques notions de base qui en faciliteront la compréhension³.

¹ Voir le chapitre VIII sur la sédimentologie.

² Voir les chapitres V et VI sur les éléments nutritifs et la production primaire.

³ Pour plus de détails, voir Dussart (1966), Hutchinson (1957).

5.1.1 Notions de base

Comme nous le savons, l'eau a une propriété moléculaire telle que son poids spécifique est maximal (1.000 g/cc) lorsque sa température égale 4°C. De plus, comme illustré à la figure 4.9, ce poids spécifique diminue lorsque la température s'abaisse au-dessous de 4°C, ou lorsqu'elle dépasse cette valeur. Selon les lois de l'hydrostatique, il en découle que les molécules plus légères seront systématiquement poussées vers le haut pour atteindre des niveaux d'égale température, et, par conséquent, d'égale poids spécifique, et réciproquement. Cette propriété physique de l'eau détermine en grande partie le comportement thermique des lacs.

Dans les régions méridionale et semi-septentrionale du Québec, les lacs ont un comportement qualifié de "dimictique". Ce comportement peut être résumé à quatre phases principales qui correspondent en gros aux saisons de l'année.

Comme illustré à la figure 4.10, ces quatre phases sont, typiquement:

en été, une période dite de "stratification positive" (a), dont nous reparlerons plus loin;

à l'automne, une courte période dite "d'isothermie" (b) à 4°C, où les eaux, libérées de toute stratification densimétrique, sont libres de circuler et de se mélanger à travers tout le volume du lac;

en hiver, une période dite de "stratification inversée" (c), où l'on retrouve sous un couvert de glace et de neige des eaux à 4°C ou moins en profondeur, et des eaux plus froides (0°), par conséquent plus légères, dans la partie supérieure;

au printemps, une seconde période d'isothermie (d), qui présente approximativement les mêmes caractères que celle d'automne; de là vient l'appellation "dimictique", qui désigne les deux périodes de mélange global de l'automne et du printemps.

Revenons à la période estivale (figure 4.10a). Cette structure thermique peut être décrite de la façon suivante:

une couche supérieure (épilimnion), d'épaisseur (3-25 m) reliée à l'action spécifique du vent, dont la température varie peu en fonction de la profondeur, ce qui confère des propriétés d'équilibre relativement indifférentes aux molécules d'eau, où qu'elles se trouvent dans cette couche, donc une grande instabilité potentielle;

une couche inférieure (hypolimnion), de température plus froide et, par conséquent, plus dense que la couche supérieure. Cette couche ne se mélange pas facilement à la couche supérieure. Seule une action énergique du vent pourra en réduire le volume;

une couche intermédiaire (métalimnion), ou zone de la thermocline, qui constitue le lieu de la barrière densimétrique entre les deux couches précédentes. Cette couche est caractérisée par une diminution très rapide de la température en fonction de la profondeur. Elle définit par ses propriétés densimétriques un clivage pour tout un ensemble de phénomènes (dynamiques des sédiments, des éléments nutritifs, des eaux, comportement de l'écosystème, etc.). Plusieurs théories ou méthodes ayant été formulées quant à la localisation exacte de la thermocline, nous n'élaborerons pas sur cet aspect particulier qui revêt un intérêt que nous jugeons "académique". En ce qui nous concerne, nous sommes intéressés à cet aspect dans la mesure où il explique d'autres types de phénomènes, et, dans cet ordre d'idées, nous allons considérer le lieu de la thermocline comme "la profondeur moyenne du lieu où se situe la plus grande variation de densité".

$$z_{th} = z \text{ pour lequel } \frac{\partial \rho}{\partial z} = \text{maximum}$$

En première approximation, la localisation "du lieu de plus grande variation de température" suffira pour quantifier cette caractéristique.

5.1.2 Le lac Saint-Jean

Quant au lac Saint-Jean, nous avons mis la plupart de ces phénomènes en évidence. Cependant, compte tenu de son caractère morphométrique particulier, ce lac répond de façon classique aux théories de base exposées. Introduisons tout d'abord les observations thermométriques effectuées au cours de l'été 1974, au centre du lac (fosse principale) - (figure 4.11 et tableau 4.3).

En observant la figure 4.11, on remarque d'abord les points suivants:

- la stratification thermique débute vraisemblablement vers le 15 juin;
- cette stratification, étalée sur la profondeur (≈ 10 m) au début de la période, devient de plus en plus localisée à mesure que la saison avance, pour enfin épouser la forme classique du "genou" vers le début d'août;
- la profondeur de la thermocline (telle qu'elle a été définie précédemment) s'établit aux profondeurs suivantes:
 - ≈ 11 m le 1er juillet 1974;
 - ≈ 18 m le 1er août 1974;
 - ≈ 25 m le 1er septembre 1974;
- la température de l'épilimnion est relativement homogène ($\approx 18^\circ\text{C}$) à partir de la fin de juillet, jusqu'au milieu de septembre;
- à partir du milieu de septembre, le processus de refroidissement graduel du lac semble s'amorcer.

D'autre part, nous disposons d'un relevé thermique effectué à la fin de l'hiver 1974 (tableau 4.3). Vu la profondeur maximale relativement grande du lac Saint-Jean, on s'attendait à recouper les théories de base exposées précédemment. Ce fut le cas, sauf que les eaux au fond atteignent des températures beaucoup plus froides relativement (1.7°C) que le 4°C qui correspond au maximum de densité. Ce phénomène est facilement compréhensible, compte tenu de la grande superficie du lac exposée aux vents (fetch). En effet, au cours de l'automne qui précède la prise des glaces, les lacs sont en régime énergétique déficitaire, c'est-à-dire qu'ils exportent de l'énergie calorifique dans l'atmosphère environnante. Ce phénomène se produit à l'interface air-eau, via des mécanismes de radiation depuis la masse d'eau, d'évaporation et de transferts convectifs et advectifs. L'énergie perdue dans les premiers centimètres à la surface du lac est aussitôt remplacée par de l'énergie provenant des couches plus profondes. Ce phénomène est d'autant plus important que l'action mécanique du vent aura la possibilité de se faire sentir et il vaut la peine d'être détaillé.

Il est justifié de postuler que la prise des glaces est possible aussitôt après que l'isothermie (4°C) d'automne a été atteinte, dans l'hypothèse où aucune action du vent ne se fait sentir à la surface de l'eau. En effet, l'eau plus froide que 4°C est nécessairement plus légère et elle se maintiendra à la surface. Dans ces conditions, cette eau atteindra le 0°C très rapidement et sera disponible à la prise de glace. Le transfert thermique moléculaire (diffusion moléculaire) depuis les couches plus profondes pourra peut-être ralentir quelque peu le processus. L'énergie provenant des profondeurs est cependant trop peu importante vis-à-vis des pertes à l'atmosphère pour retenir longtemps la prise des glaces. C'est là qu'intervient l'action du vent. Le brassage mécanique qu'il entretient multiplie par un facteur très important¹ l'apport "par le bas" de chaleur, ce qui maintient une eau libre de glace beaucoup plus longtemps, plus précisément jusqu'à ce que

¹ Selon Markovsky, M. et Harleman, D.R.F. (1971), qui citent Morris et Thackston (1969), l'ordre de grandeur des coefficients de diffusivité (turbulence) associée au vent serait de $.05$ à $.1 \text{ cm}^2/\text{s}$, alors que le coefficient de diffusivité moléculaire de l'eau serait de $10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$.

l'énergie éolienne disponible pour aller chercher cette chaleur devient insuffisante. Alors, l'équilibre thermique maintenu par le vent se rompt et le couvert de glace se forme.

Pour le lac Sait-Jean, caractérisé par une grande exposition aux vents (fetch égal à 40.6 km), il est donc normal que les eaux du fond atteignent en hiver une température si basse.

5.1.3 Interrelation thermique-morphométrie

L'analyse combinée de la structure thermique et de la morphométrie du lac permet de définir de nouvelles caractéristiques, qui ont une importance capitale pour la dynamique des éléments nutritifs, donc pour l'écosystème.

Cette interrelation définit les volumes relatifs du lac associés aux différentes couches thermiques mentionnées précédemment. **En ce qui concerne le lac Saint-Jean, on observe que, compte tenu de sa très faible profondeur moyenne, la majeure partie des eaux se retrouvent dans la couche supérieure (épilimnion).** En effet, les pourcentages suivants ont été notés:

MOIS	PROFONDEUR MOYENNE	Z_{th} THERMOCLINE	EPILIMNION (% DU VOLUME TOTAL DU LAC)
juillet 1974	15.5 m		74%
Août 1974	21 m		84%

D'autre part, on a mentionné précédemment que la structure thermique agit sur la dynamique des sédiments fins (déposition, resuspension). Cette interaction se manifeste à la fois sur l'hydrodynamique de l'ensemble des eaux du lac et spécifiquement à l'interface sédiments-eau et biochimiquement par les phénomènes de dégradation de la matière organique liés à la qualité physico-chimique des eaux à cette interface.

Pour le lac Saint-Jean, l'analyse combinée de la morphométrie et de la structure thermique moyenne nous amène à faire les constatations suivantes en ce qui concerne le pourcentage du fond du lac soumis à un régime habituel d'épilimnion (voir la figure 4.12).

DATE	z_{th} PROFONDEUR THERMOCLINE	FOND DU LAC EN CONTACT AVEC L'EPILIMNION (% DU TOTAL)
1er juillet 1974	11 m	60%
1er août 1974	18 m	73%
1er septembre 1974	25 m	83%

Ce pourcentage peut s'accroître si l'on considère la possibilité qu'une aire donnée du lac localisée dans le métalimnion soit soumise alternativement à un régime d'épilimnion ou d'hypolimnion dans les périodes de propagation des seiches associées à l'action du vent.

Si l'on se réfère au chapitre sur la sédimentologie (chapitre VIII), il semble effectivement que cette analyse soit cohérente avec les données obtenues sur la granulométrie des fonds. On note en effet une ségrégation des sédiments des bords vers le centre du lac avec des granulométries allant graduellement du sable grossier jusqu'à l'argile organique. Cette répartition horizontale semble bien corrélée avec la profondeur (hydrodynamique des eaux) et la localisation des différentes couches thermiques.

5.2 La dynamique des eaux

Le cheminement de l'eau à travers le volume d'un lac est excessivement complexe et on peut le relier à un ensemble de facteurs dont les principaux sont les suivants:

- la forme et le volume de la cuvette;
- la quantité et la distribution chronologique des apports de l'amont (recharge) et de l'évacuation vers l'aval (décharge);
- la force et la direction des vents;
- la rotation de la Terre (forces de Coriolis);
- le comportement thermique via les propriétés visqueuses et densimétriques de l'eau;
- le phénomène saisonnier de prise de glaces;
- le facteur temps.

L'ensemble de ces facteurs joue concurremment et des expressions mathématiques différentielles classiques telles que celle de Navier - Stokes décrivent théoriquement le comportement hydrodynamique lacustre qui en résulte. En pratique, cependant, et étant donné le contexte de la présente étude, l'application de telles expressions est impossible compte tenu de la faible disponibilité de données de calibration. Des calculs rudimentaires peuvent malgré tout grandement nous éclairer sur ces processus.

5.2.1 Temps de séjour moyen et taux de renouvellement interannuels

Cette approche de la dynamique des eaux ne tient aucunement compte de la dynamique interne spécifique des eaux du lac. Elle permet cependant de définir une "constante de temps" fondamentale du système, qui est la durée de séjour moyenne des eaux dans la cuvette, et, par conséquent, le degré de dépendance de la qualité du milieu par rapport aux apports minéraux du bassin versant. Fondamentalement, cette approche se résume à l'expression suivante:

$$s = \frac{V_0}{\bar{Q}} \dots\dots\dots 4.6$$

ou encore:

$$s^{-1} = \frac{\bar{Q}}{V_0} = \frac{1}{s} \dots\dots\dots 4.7$$

où:

s = temps de séjour moyen (heures, jours, mois, années)

s^{-1} = taux¹ moyen de renouvellement ou d'évacuation selon que l'on utilise les débits apportés au système ou ceux qui sont évacués vers l'aval

V_c = volume total (m³)

Q = débit (m³/s.) moyen, annuel ou mensuel d'apport naturel ou d'évacuation.

Nous verrons plus loin que les calculs peuvent être beaucoup plus raffinés.

Pour le lac Saint-Jean, nous avons d'abord calculé le temps de séjour moyen à partir:

- du débit moyen estimé sur une base interannuelle pour l'ensemble du bassin versant du Saguenay à l'exutoire du lac, soit 1,467 m³/s. (51,800 pcs);
- du volume total estimé à la cote 99.58 m. (326.7'), soit 1.19 X 10¹⁰ m³.

¹ Ce paramètre ne signifie pas que les eaux seront renouvelées à 100% lorsqu'il est égal à 1.00.

En fonction de ces données, le temps obtenu est de 93 jours ou ≈ 3 mois, et le taux de renouvellement atteint presque la valeur de 4 fois par année.

5.2.2 Résultats mensuels et saisonniers

Bien que cette première indication soit précieuse, et nous verrons plus loin pourquoi, nous avons voulu pousser plus loin l'analyse. Dans la mesure où le premier résultat obtenu est de l'ordre de quelques mois, et compte tenu de la variabilité saisonnière des apports hydrologiques (tableau 4.1) et hydrochimiques, il convenait d'appliquer la même approche au niveau de résolution mensuel, ce qui n'aurait pas été nécessaire si le premier résultat obtenu avait été de quelques années. A ce niveau, cependant, il est délicat de faire intervenir le concept de temps de séjour puisque le pas de temps utilisé serait inférieur au temps moyen. Nous n'allons donc utiliser que les concepts de taux de renouvellement et d'évacuation. La relation mathématique de base reste donc la même, mais on l'appliquera successivement pour chaque mois d'une année moyenne¹ en ce qui concerne les apports hydrologiques et en utilisant la même valeur pour le volume du lac. Les résultats sont les suivants:

Tableau 4.4 Taux moyens interannuels de renouvellement mensuel (unités: mois⁻¹).

<u>JANV.</u>	<u>FEV.</u>	<u>MARS</u>	<u>AVRIL</u>	<u>MAI</u>	<u>JUIN</u>
.21	.17	.18	.30	.69	.44
<u>JUIL.</u>	<u>AOUT</u>	<u>SEPT</u>	<u>OCT.</u>	<u>NOV.</u>	<u>DEC.</u>
.34	.34	.34	.37	.32	.24

¹ Nous avons pour ce faire utilisé les séries moyennes mensuelles de débit des stations MRN-061602, 061901, 062102, 062203, qui cumulent à elles seules 85% du bassin versant. Les valeurs ont été majorées pour obtenir 100%, selon une règle de proportionnalité simple.

On remarque, à l'observation de ce tableau, que le renouvellement des eaux s'effectue de façon relativement constante pour la saison estivale et automnale (taux approximatif .34 fois/mois), ce qui est proche du taux annuel moyen. Ce processus s'accélère notablement pendant la saison des crues printanières pour atteindre des valeurs de près de 70% de la masse d'eau au mois de mai, cependant qu'il se ralentit progressivement pendant la saison des étiages d'hiver.

Nous avons procédé au même type d'analyse, mais cette fois en utilisant les débits mensuels moyens d'évacuation observés en 1973 - 1974 à l'île Maligne (station MRN-062901), ainsi que les débits d'apports reconstitués, en tenant compte de l'effet d'emmagasinement. On utilise toujours la même valeur moyenne pour le volume du lac. Les résultats sont les suivants:

Tableau 4.5 Taux mensuels de renouvellement et d'évacuation des eaux du lac Saint-Jean en 1973-1974.

	1973			1974		
	<u>OCT.</u>	<u>NOV.</u>	<u>DEC.</u>	<u>JANV.</u>	<u>FEV.</u>	<u>MARS</u>
Taux de renouvellement (apports)	.40	.26	.72	.19	.16	.15
Taux d'évacuation (débits de sortie)	.38	.26	.23	.26	.27	.29
	<u>AVR.</u>	<u>MAI</u>	<u>JUIN</u>	<u>JUIL.</u>	<u>AOUT</u>	<u>SEPT.</u>
Taux de renouvellement	.27	1.09	.91	.29	.29	.28
Taux d'évacuation	.26	.78	.93	.31	.30	.29
	1974					

On note ici que, comparativement à l'année moyenne (tableau 4.4), l'effet de la crue printanière apparaît d'une façon plus appréciable puisqu'aux mois de mai et juin, par exemple, les volumes apportés au lac constituent respectivement 1.09 et .91 fois le volume total moyen du lac. Cette observation doit valoir pour la plupart des années puisque le calcul des moyennes mensuelles interannuelles répartit sur une plus longue période les volumes de crues printanières. Elle renforce cependant cette constatation que le lac Saint-Jean se régénère très rapidement.

Cette caractéristique du lac Saint-Jean de se renouveler rapidement est donc très avantageuse, mais elle peut aussi constituer la cause d'un danger non négligeable dans la mesure où la qualité chimique de l'eau du lac sera très liée à la qualité des eaux apportées par les crues ou influencées par des pratiques dangereuses épisodiques liées à l'activité humaine ou encore affectées par des catastrophes naturelles.

Il serait possible, à ce stade, de poursuivre l'analyse en attachant une importance particulière:

- à la variabilité interannuelle du régime hydrologique (selon Leclerc, M. et al. - 1974 -, le coefficient de variation régional du module annuel ($\sigma_q/\bar{Q} = .11$);
- au système de compartiments relativement hermétiques formé par la barrière densimétrique de thermocline et son évolution chronologique (taux de renouvellement de l'épilimnion, provenance chronologique des eaux de l'hypolimnion);
- au jeu de l'emmagasinement, variation de volume du lac et différentiel recharge-décharge hydrologique;

- à la contribution relative des différents tributaires du lac au processus de renouvellement;
- à la définition d'un modèle plus réaliste du taux de renouvellement.

Cette démarche d'une plus grande résolution ne nous est pas apparue nécessaire dans la mesure où nous voulions simplement mettre en évidence un postulat de dépendance à court terme entre la qualité chimique des eaux du lac et la qualité saisonnière et même mensuelle des tributaires.

5.2.3 Le mélange des eaux

Les sections précédentes traitent globalement la dynamique des eaux en considérant le lac comme une espèce de "boîte noire" dont on ne connaît que le volume et les échanges avec l'extérieur. Cette approche est très peu spécifique sur ce qui se passe à l'intérieur. Les mécanismes de mélange sont pourtant très variés; en général, on distingue:

- les mécanismes de seiches, de courants de dérive, de cellules de Langmuir et de propagation d'ondes internes d'interface associés aux transferts massifs de volume d'eau engendrés par l'action du vent;
- la diffusion turbulente et les vagues associées à la dissipation de l'énergie mécanique du vent;
- la diffusion moléculaire attribuable aux micro-transferts d'énergie d'une molécule à l'autre;
- les courants de densité qu'on retrouve partout où existe un différentiel thermique entre deux masses d'eau (embouchure des cours d'eau, rayonnement solaire inégal, etc.);
- circulations de Coriolis.

Pour un système tel que le lac Saint-Jean, ces mécanismes sont certainement tous présents. De plus, comme ils sont, à quelques exceptions près, associés à l'action du vent, et comme le fetch atteint la valeur de 40.6 km, ils se manifestent avec une amplitude caractéristique d'un lac de grande superficie. Ainsi, on n'a qu'à consulter la figure 4.13 pour se rendre compte que la profondeur de la thermocline atteint la valeur maximale asymptotique (18-20 m) rencontrée pour l'ensemble des lacs de grande superficie étudiés par Patalas (1976) à la fois au Canada et en Pologne.

On constate également à l'analyse des résultats thermiques (figure 4.14) obtenus le 17 août 1974 dans l'après-midi, alors qu'un fort vent de l'ouest et du nord-ouest soufflait sur le lac, que les phénomènes de seiche se manifestent de façon très significative au lac Saint-Jean, en rapport avec les phénomènes de mélange. En effet, on a constaté une dénivelée¹ d'approximativement 7 m sur 17 km de la surface de la thermocline, entre le lieu le plus profond du lac (lat. 48°30', long. 71°56') et un point situé à l'est de la pointe Bleue (lat. 48°36', long. 72°12'). On imagine facilement l'énorme transfert de volume requis pour que le lac acquiert une telle configuration thermique.

Enfin, on constate, à l'analyse de la structure thermique verticale, que les eaux sont relativement isodensimétriques dans la zone supérieure de l'épilimnion. Cette caractéristique particulière de la configuration densimétrique d'un lac permet automatiquement un déplacement général des eaux de l'épilimnion dès qu'un mouvement s'amorce en surface sous l'action des vents.

De plus, comme nous l'avons vu à la section 5.1 sur la thermique, le volume isodensimétrique des eaux supérieures du lac constitue approximativement 59% du volume total le 1er juillet, 77% le 1er août, 80% le 1er septembre et 100% pendant l'isothermie d'automne et de printemps.

¹ Nous ignorons si cette dénivelée correspond à un gradient, c'est-à-dire au maximum de pente.

Dans un tel contexte, il nous est permis d'affirmer que la majeure partie des eaux du lac sont constamment remuées par des mécanismes typiques de retournement (sauf l'hiver, où l'action du vent est bloquée par la présence de la glace).

Une démarche descriptive est d'un intérêt primordial pour la compréhension de la dynamique spatiale des éléments minéraux apportés au lac. En effet, on peut conclure en postulant que le lac Saint-Jean présente en général des caractères propres à assurer une homogénéité relativement grande de ses caractéristiques qualitatives (chimiques). On doit cependant ajouter certaines réserves ayant trait à des comportements particuliers qui peuvent, en certains moments ou lieux, permettre des hétérogénéités spatiales horizontales ou verticales et occasionner des extrêmes de productivité correspondant à des conditions limites. Il en est ainsi par exemple:

- des singularités du littoral¹ dont on sait qu'elles reçoivent des apports minéraux diffus ou qu'elles chevauchent les cônes de diffusion des grandes rivières; on sait également qu'elles sont souvent abritées du vent dans une zone pouvant aller jusqu'à quelques centaines de mètres;
- de la grande zone de faible profondeur localisée au nord-ouest du lac. Cette zone est située à l'embouchure des grandes rivières du nord. Or, du fait de cette faible profondeur, les eaux provenant des grandes rivières mettront un temps et une distance minimale pour perdre leurs caractéristiques spécifiques et s'associer, par dilution, avec l'ensemble de la masse. Cette persistance sera

¹ Les photographies obtenues par les satellites Landsat I et II (chapitre VII, figures 7.5 et 7.10) sont éloquentes sur cet aspect, particulièrement pour les bandes spectrales MSS5 et MSS6, dont on sait qu'elles sont respectivement bien corrélatives avec la turbidité et la chlorophylle.

évidemment accentuée les jours de calme météorologique. Encore ici, les photographies retransmises des satellites illustrent cette affirmation (chapitre VII, figure 7.10).

On peut également mentionner une situation dont le lien avec la production primaire est faible puisqu'il s'agit:

- des épisodes d'hiver où la glace recouvrant le lac bloque toute action spécifique du vent. Dans ce cas, on peut facilement prévoir une accalmie importante des eaux qui favorisera des mécanismes telles la sédimentation des particules organiques ou inorganiques, la diffusion moléculaire (bien que faible, compte tenu des faibles gradients thermiques), ou encore la consommation d'oxygène liée à la décomposition par les bactéries des matières organiques en suspension dans l'eau ou sur le fond.

6. CONCLUSION

On constate d'abord que le lac Saint-Jean a subi des perturbations non négligeables liées à l'exploitation hydro-électrique amorcée au début du siècle. En ce qui concerne spécifiquement le jeu de la réserve du lac, les effets concernent la qualité physico-chimique des eaux devenue plus représentative des eaux printanières, puisque celles-ci sont emmagasinées et constituent pour l'été les réserves nutritives des producteurs primaires. Ils concernent également la perte de sols arables et la modification des régimes sédimentologiques du fond du lac et des berges (érosion). Nous avons cependant considéré ces changements comme irréversibles et faisant partie des caractères structurels actuels du système à l'étude.

Le système se caractérise par un faible volume, compte tenu de sa grande superficie, ce qui permet à la majeure partie des eaux de se retrouver à un moment ou l'autre près de la surface. Cette caractéristique devrait induire un apport continu en substances nutritives disponibles pour la produc-

tion biologique. La faible profondeur du lac Saint-Jean favorise également l'interaction directe des courants et des sédiments de fond, ce qui déterminera en grande partie la distribution et la granulométrie de ces derniers.

Quant au comportement thermique, il est caractéristique des systèmes fortement exposés aux vents. En effet, la profondeur de la thermocline atteint les valeurs asymptotiques (20-25 m) observées pour les lacs de grande superficie. Cette caractéristique, ajoutée à la faible profondeur moyenne (11.3 m), permet de constater que la majeure partie des eaux se retrouve dans la couche thermique supérieure du lac (épilimnion) et peut éventuellement participer aux processus de photosynthèse (production d'algues).

On peut également s'attendre à constater une bonne oxygénation de la majeure partie du lac, d'autant plus que le vent y exerce une influence importante.

Par ailleurs, on observe que le lac Saint-Jean jouit d'apports hydrologiques stables et considérables, ce qui lui permet de se renouveler très rapidement (3 mois en moyenne). Cependant, cet avantage peut également constituer un inconvénient dans la mesure où les eaux du lac auront une qualité très liée aux fluctuations de la qualité des tributaires, ce qui accroît sa sensibilité à des événements extrêmes sur son bassin versant (ex.: crues, catastrophes naturelles, utilisation anarchique du territoire).

Enfin, on constate que les mécanismes de mélange sont nombreux et puissants au lac Saint-Jean, ce qui permettra en général une homogénéisation rapide et relativement permanente de ses eaux. Cependant, il ne faut pas exclure un ensemble de phénomènes locaux ou épisodiques de calme hydrodynamique. Ceux-ci permettront aux eaux de certains tributaires dégradés de conserver plus longtemps leur spécificité et perpétuer ainsi cette dégradation sur des étendues variables du lac. Cette situation devrait être le plus souvent observable près des embouchures des rivières, sur les littoraux et éventuellement au large.

Il serait donc souhaitable que, dans l'avenir des travaux limnologiques au lac Saint-Jean, on fasse porter une partie de l'effort vers une meilleure compréhension des courants et des processus de diffusion des tributaires dans la masse d'eau réceptrice.

7. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- DAVIS, C.V., K.E. SORENSEN. (1969).
Handbook of Applied Hydraulics. McGraw-Hill (3e édition).
- DUSSART, B. (1966).
Limnologie: l'étude des eaux. Gauthier-Villars, Paris, 677 pp.
- HUTCHINSON, G.E. (1957).
A Treatise on Limnology, Vol. I: Geography, Physics and Chemistry, J. Wiley and Sons, New York, 1,015 pp.
- LECLERC, M. et al. (1974).
Adaptation and Application of the Karazev's Method to the Rationalization of the Quebec's Hydrometric Network (CANADA). Nordic Hydrology 5(4): 213-228.
- MARKOVSKY, M., D.R.F. HARLEMAN. (1971).
A Predictive Model for Thermal Stratification and Water Quality in Reservoirs. Publication No. R71-4, Department of Civil Engineering, MIT, 283 pp.
- MINISTÈRE DES RICHESSES NATURELLES (Québec, 1969).
Superficie des bassins versants du Québec. Publication No. H-7, deuxième partie, 89 pp.
- PATALAS, K. (1960).
Mixing of Water as the Factor Defining Intensity of Food Materials Circulation in Morphologically Different Lakes of Wergorzew District. Roczniki Nauk Rolniczych, Tome 77-B-1 (polonais).
- PATALAS, K. (1976).
Inst. des Eaux Douces, Winnipeg. Correspondance personnelle avec le Dr. P.G.C. Campbell, d'INRS-Eau.
- PEPIN, P.Y. (1969).
Le royaume du Saguenay en 1968. Rapport du Ministère de l'Expansion Economique Régionale, Canada, projet ARDA 15023, 435 pp.
- THACKSTON, E.L. et M.W. MORRIS. (1969).
Tracing Polluted Reservoir Inflows with Fluorescent Dyes. Vanderbilt University, Tr 21.

Tableau 4.2 Débits évacués (1973-1974), apports reconstitués et contributions mensuelles moyennes du bassin versant du lac Saint-Jean, en amont de l'Ile Maligne (station MRN-062901).

	<u>1973</u>						<u>1974</u>						
	OCT.	NOV.	DEC.	JAN.	FEV.	MARS	AVR.	MAI	JUIN	JUIL.	AOUT		SEPT.
Débits évacués Moyenne observée ¹ 062901 (m ³ /s)	1730	1192	1051	1189	1209	1300	1192	3540	4220	1382	1365	1323	4.39
Débits d'apports reconstitués	1815	1189	1004	872	748	694	1247	4945	4111	1313	1328	1251	
"Contribution (%) mensuelle moyenne" (QM/Qann) ² observée	1.00	0.69	0.61	0.69	0.70	0.75	0.69	2.05	2.45	0.80	0.79	0.77	
Idem - apports reconstitués	1.06	0.69	0.58	0.51	0.43	0.40	0.72	2.88	2.39	0.76	0.77	0.73	

¹ Données fournies au ministère des Richesses naturelles par l'Alcan.

² Quotient du débit moyen mensuel et du débit moyen annuel.

STATION #1 09-04-74* 17:00 H.		STATION #1 26-06-74* 12:00 H.		STATION #1 07-08-74* 10:45 H.		STATION #1 28-08-74** 16:00 H.		STATION #1 11-09-74** 16:35 H.		STATION #2 07-08-74* 16:45 H.	
Z(m)	T°(°C)	Z(m)	T°(°C)	Z(m)	T°(°C)	Z(m)	T°(°C)	Z(m)	T°(°C)	Z(m)	T°(°C)
1.0-5.0	0.0	0.0	19.0	0-10.6	18.7	0-6	19.1	0.0-8.0	16.7	0-1.5	19.0
10.0	0.1	1.5	19.2	12.2-15.2	18.4	7-9	19.0	10.0-14.0	16.8	3.10-4.60	18.9
13.0	0.3	3.1	18.5	16.7	18.2	10-20	18.9	16.0-18.0	16.7	6.10	18.7
15.0	0.4	4.6	18.3	18.2-19.8	18.0	21	18.8	20.0	16.6	7.60	18.4
20.0	0.5	6.1-7.6	18.2	20.4	11.8	22	16.6	22.0	14.1	9.20	18.2
35.0	1.0	9.1	17.8	21.3	11.1	23	15.2	23.0	12.7	10.70	17.6
50.0	1.5	10.6	17.0	22.8	10.1	24	14.1	24.0	11.4	12.20	15.8
59.0	1.7	12.2	16.0	24.3	9.1	25	13.4	25.0	10.8	13.00	14.2
		13.7	15.5	25.9-28.9	8.8	26	12.6	26.0	10.5	13.70	11.1
		15.2	14.6	30.4-32.0	8.6	27	11.9	27.0	10.4	15.30	9.9
		16.7	12.8	33.5	8.4	28	11.4	28.0	10.0	16.80	9.7
		18.2	11.4	36.5-39.6	7.4	29	10.9	29.0-30.0	9.8	18.30	9.5
		19.8	10.5	42.6-45.7	7.1	30	10.5	32.0	9.4	19.80	9.0
		21.3	9.9	48.7	6.8	32	9.9	34.0	9.1	21.3-24.4	8.7
		22.8	9.6	51.8	6.6	34	9.1	36.0	8.8	27.4-30.5	8.5
		24.3	9.0	53.3	6.5	36	8.7	38.0	8.5		
		25.9	8.9			38	8.4	40.0	8.3		
		27.4	8.3			40	8.2	42.0	8.2		
		28.9	8.1			45	7.8	45.0	8.0		
		30.4	7.8			50	7.3	50.0	7.8		
		32.0	7.7			55	7.0	55.0	7.7		
		33.5-35.0	7.4			60	6.8	60.0	7.6		
		36.5	7.3					61.0	7.4		
		39.6	7.2								
		42.6	6.4								
		45.7-50.3	6.2								

* Instrument: Hydrolab
 ** Diode mise au point à l'UQAC

Coordonnées de la station 1 ≈ lat.: 48°30' N, long.: 72°00' O.
 2 ≈ lat.: 48°36' N, long.: 72°11' O.

Tableau 4.3 - Données de température - vs - la profondeur (m) pour les stations 1 (centre du lac) et 2 (auxiliaire).

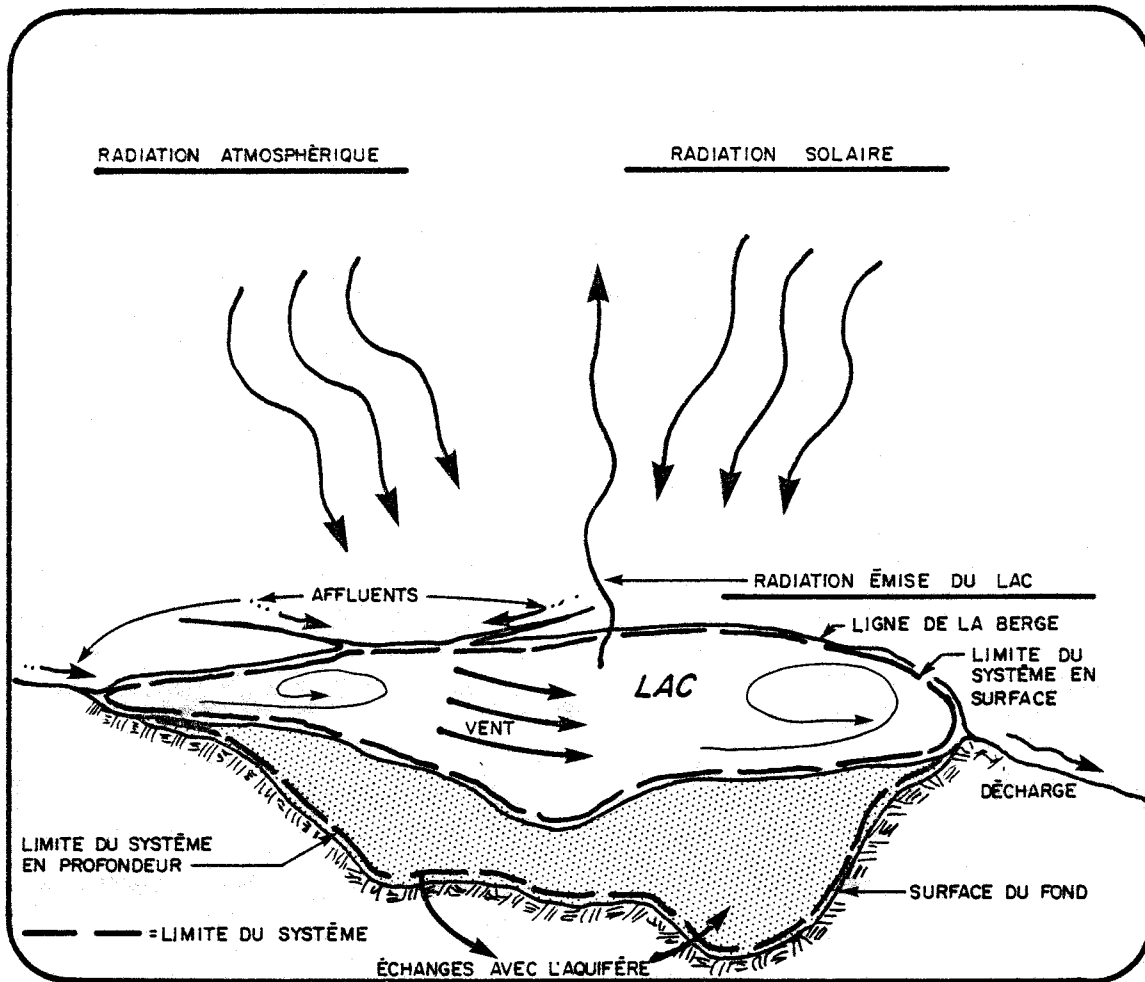


Figure 4.1 . Limites du système et interactions physiques principales avec son environnement.

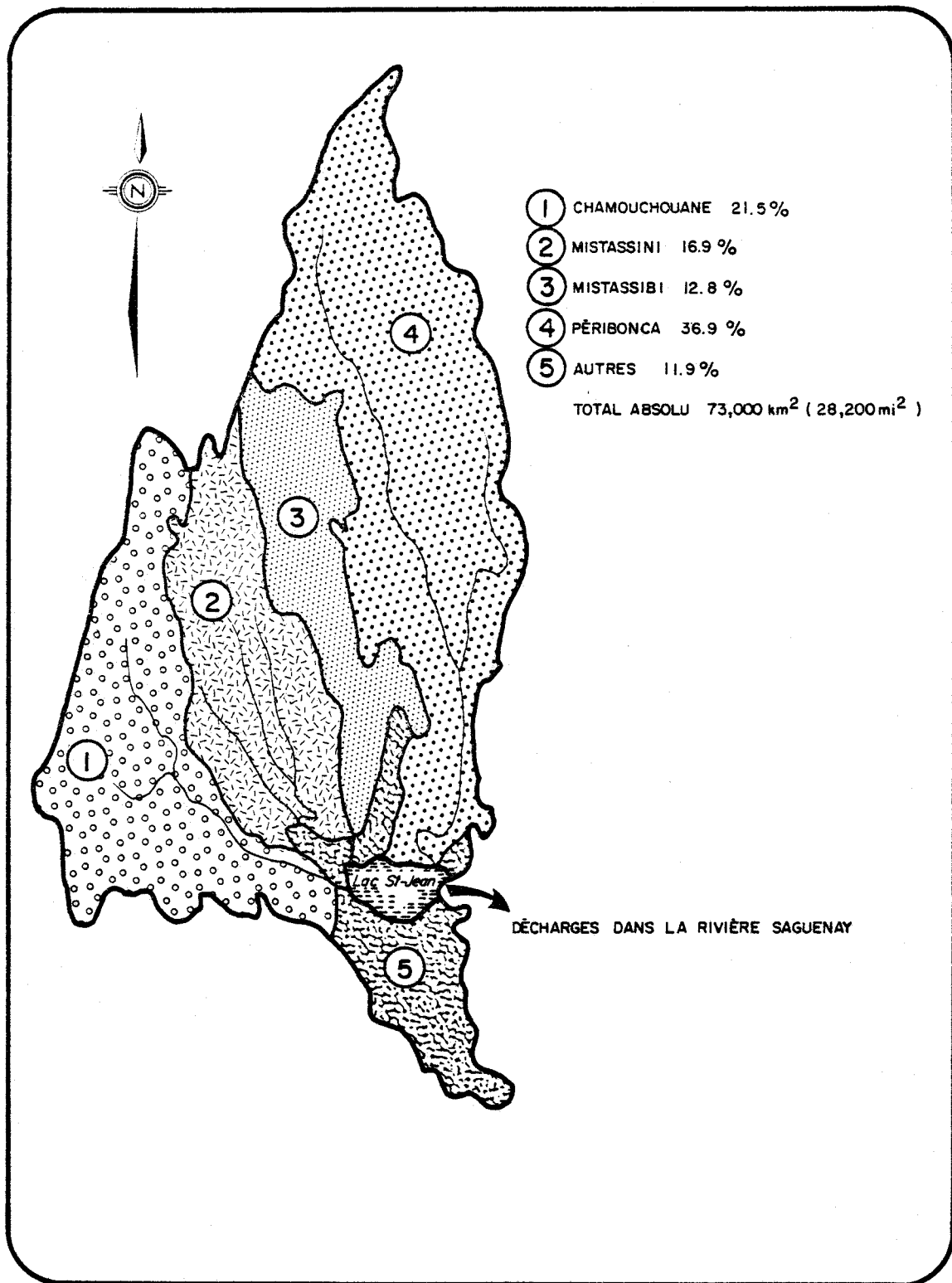


Figure 4.2 . Superficie relative des bassins versants des principaux tributaires du lac Saint- Jean .

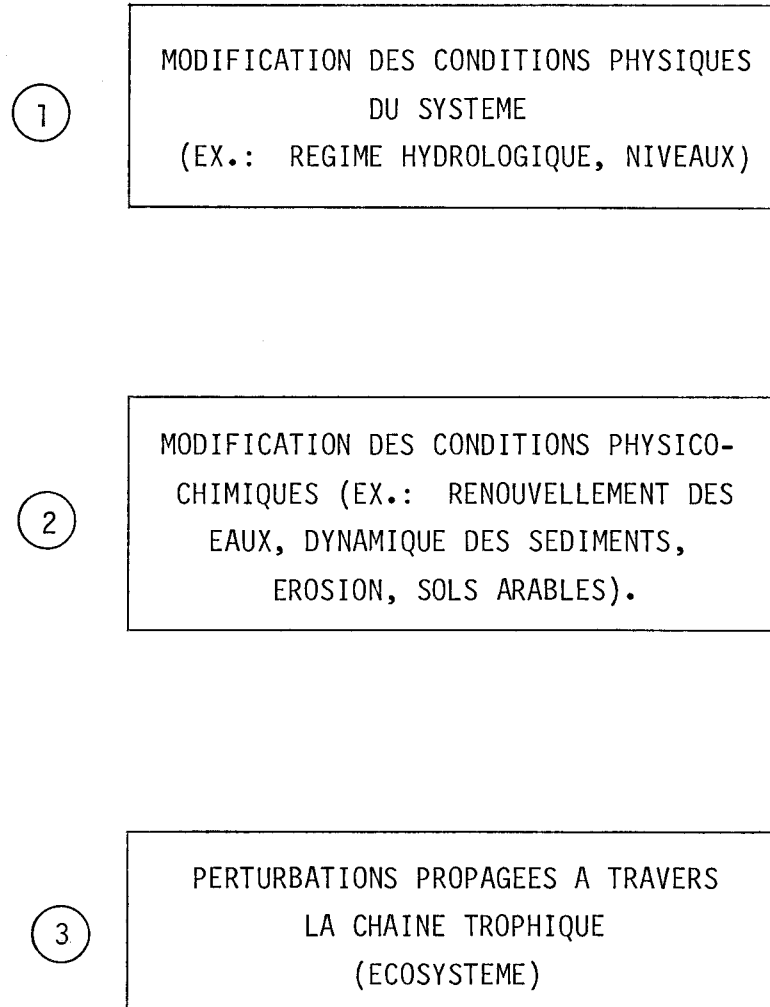


Figure 4.3 - Chaîne de répercussions

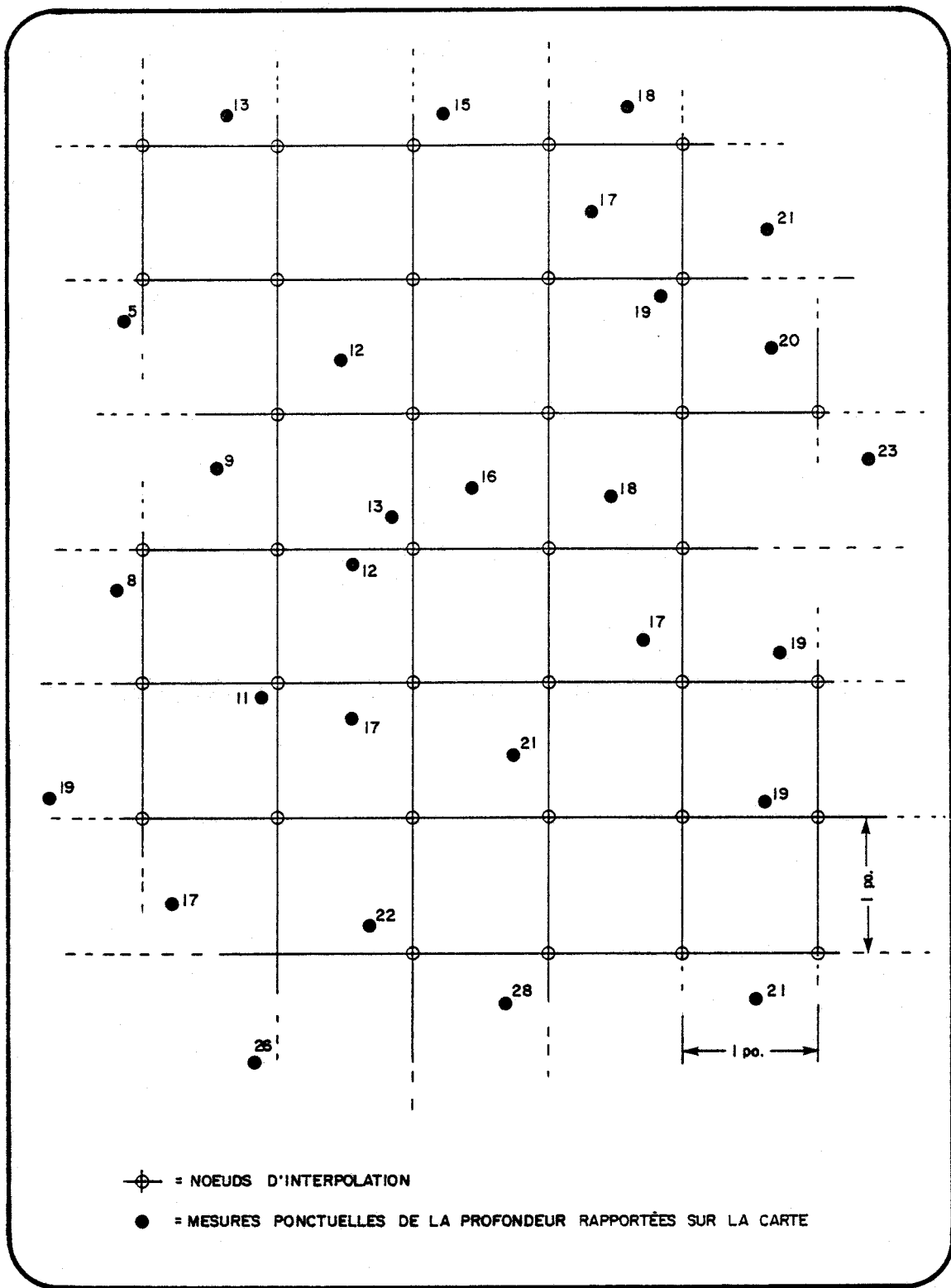
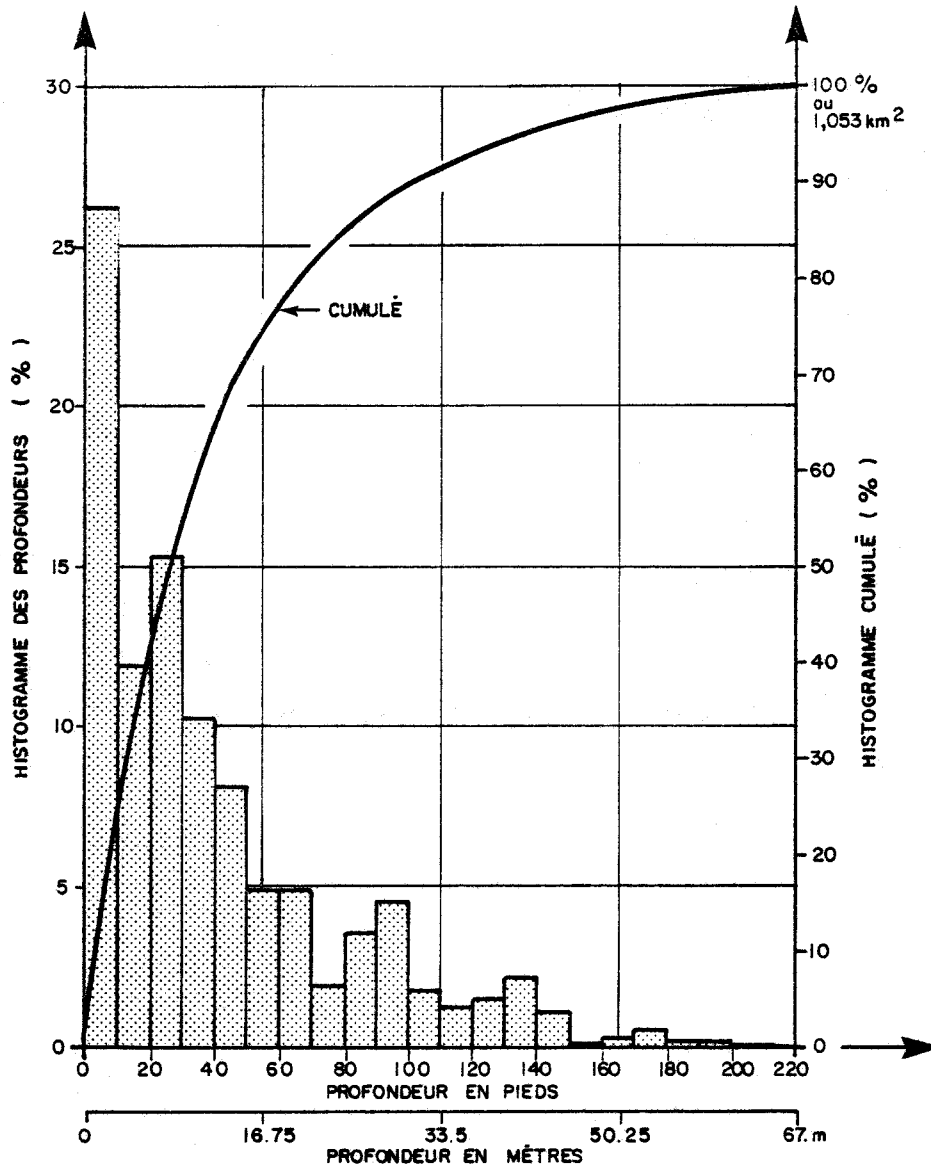
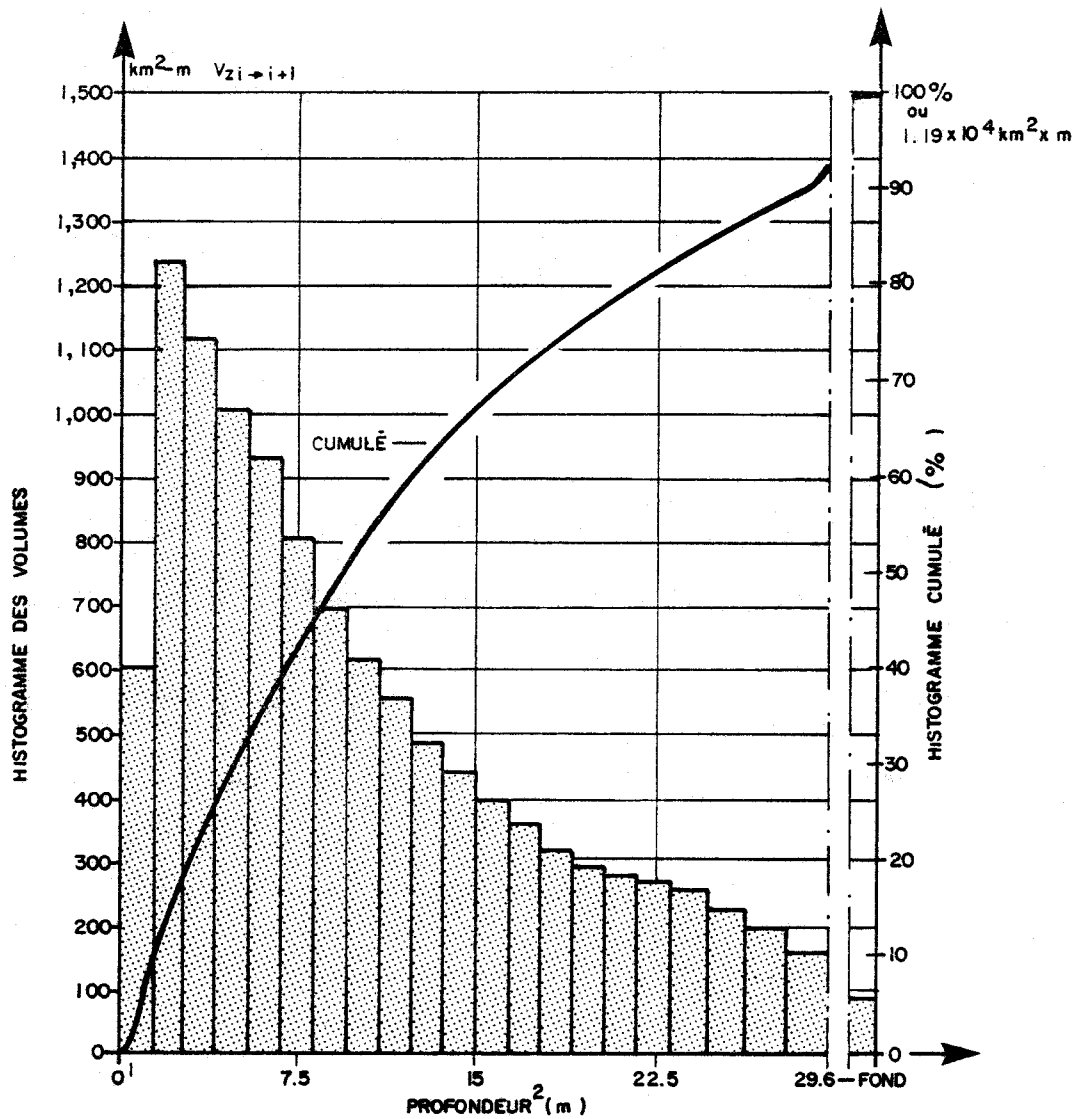


Figure 4.4. Grille utilisée pour établir certaines caractéristiques bathymétriques d'un lac .



NOTE : La profondeur "0" correspond à la surface du lac (niveau géodésique 326.7' ou 99.58 m)

Figure 4.5 . La répartition en pourcentage des profondeurs du lac Saint-Jean.



NOTE 1. La profondeur "0" correspond à la surface du lac (niveau géodésique 326.7' ou 99.58 m)
 NOTE 2. Classe de 5' (système anglais).

Figure 4.6. Répartition des volumes en fonction de la profondeur au lac Saint-Jean .

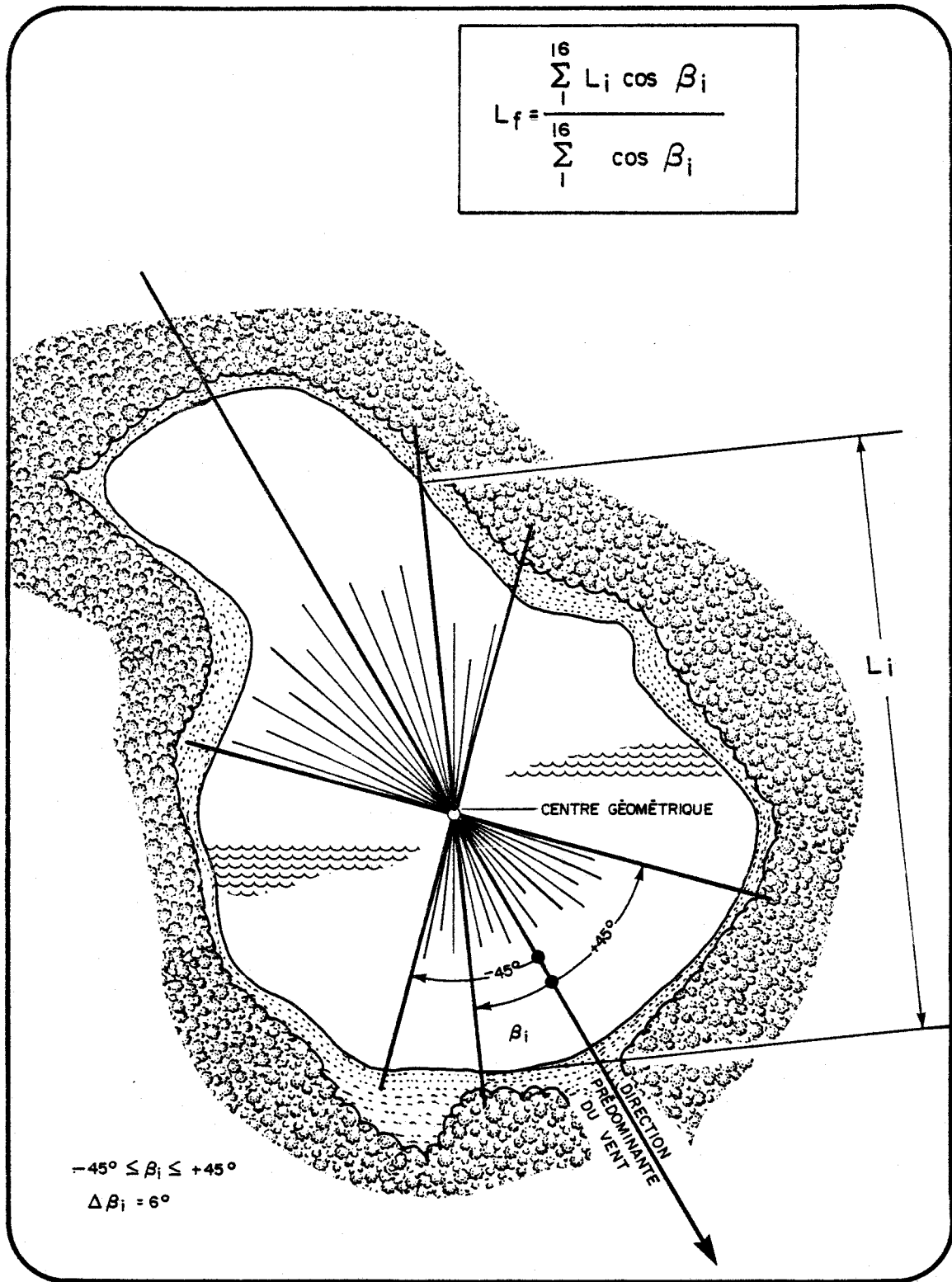


Figure 4.7. Technique de calcul du fetch (selon Davis et Sorensen, 1969).

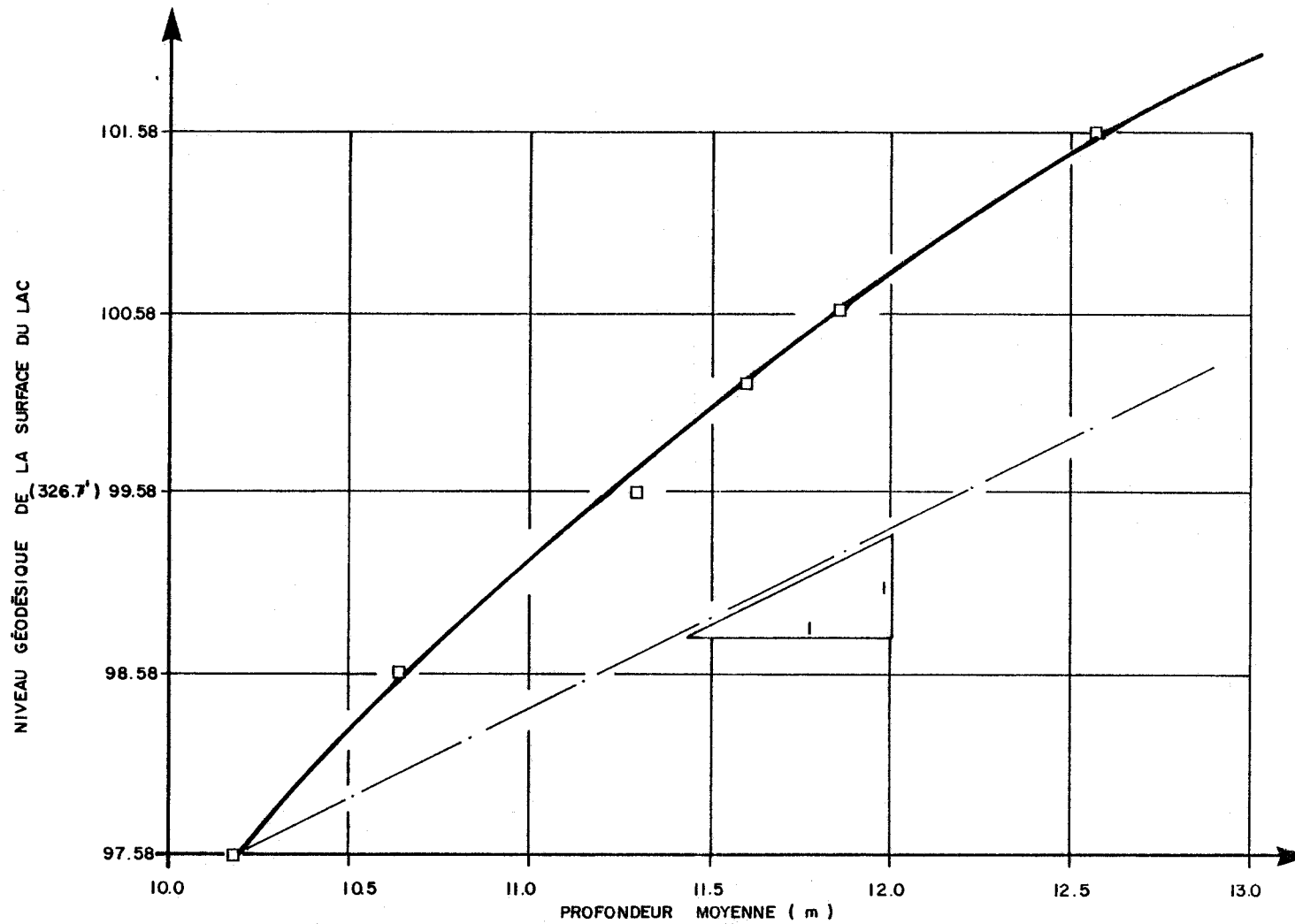


Figure 4.8 . Profondeur moyenne du lac Saint - Jean en fonction du niveau hydrostatique de la surface .

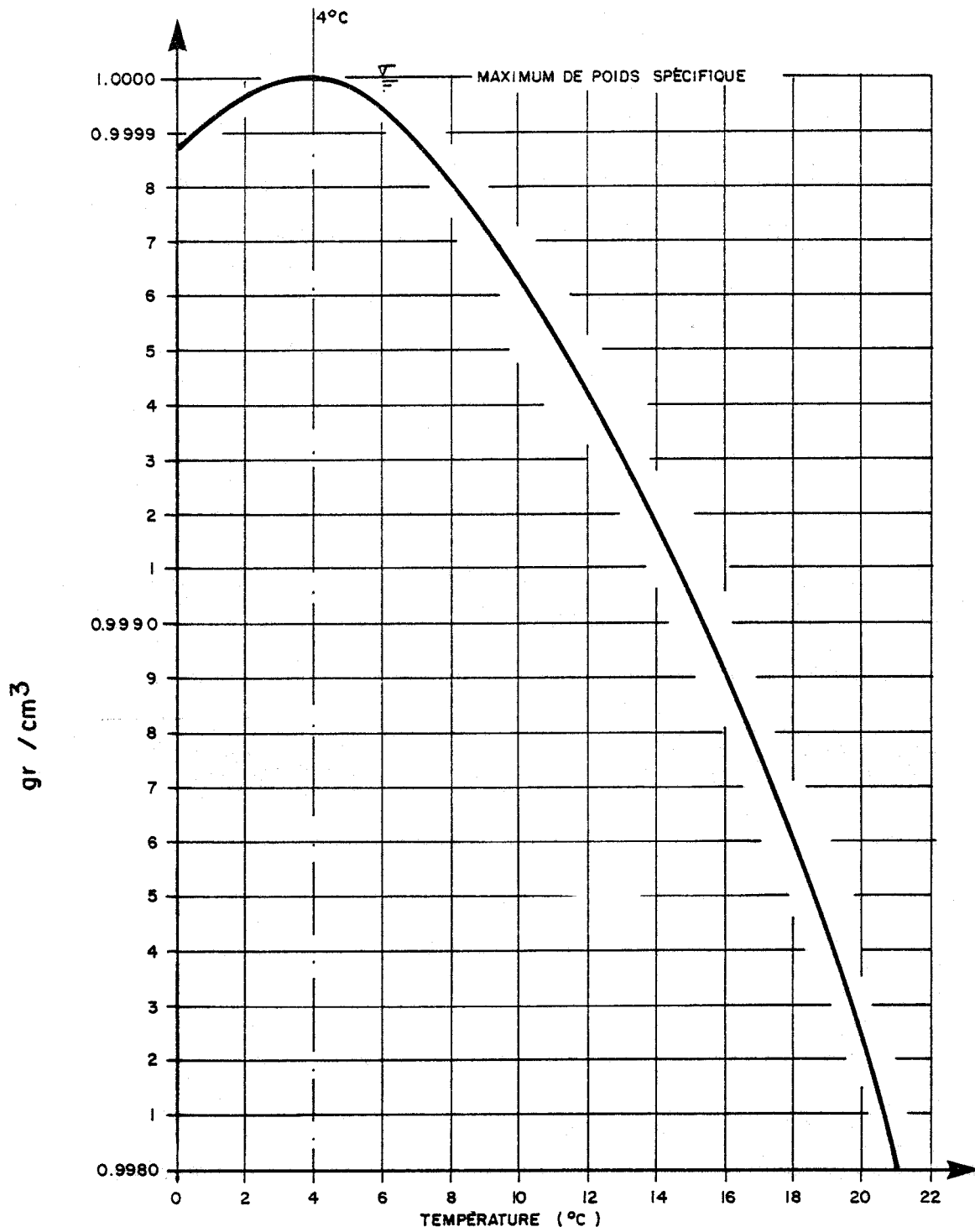


Figure 4.9. Poids spécifique de l'eau pure en fonction de la température (Dussart, 1966).

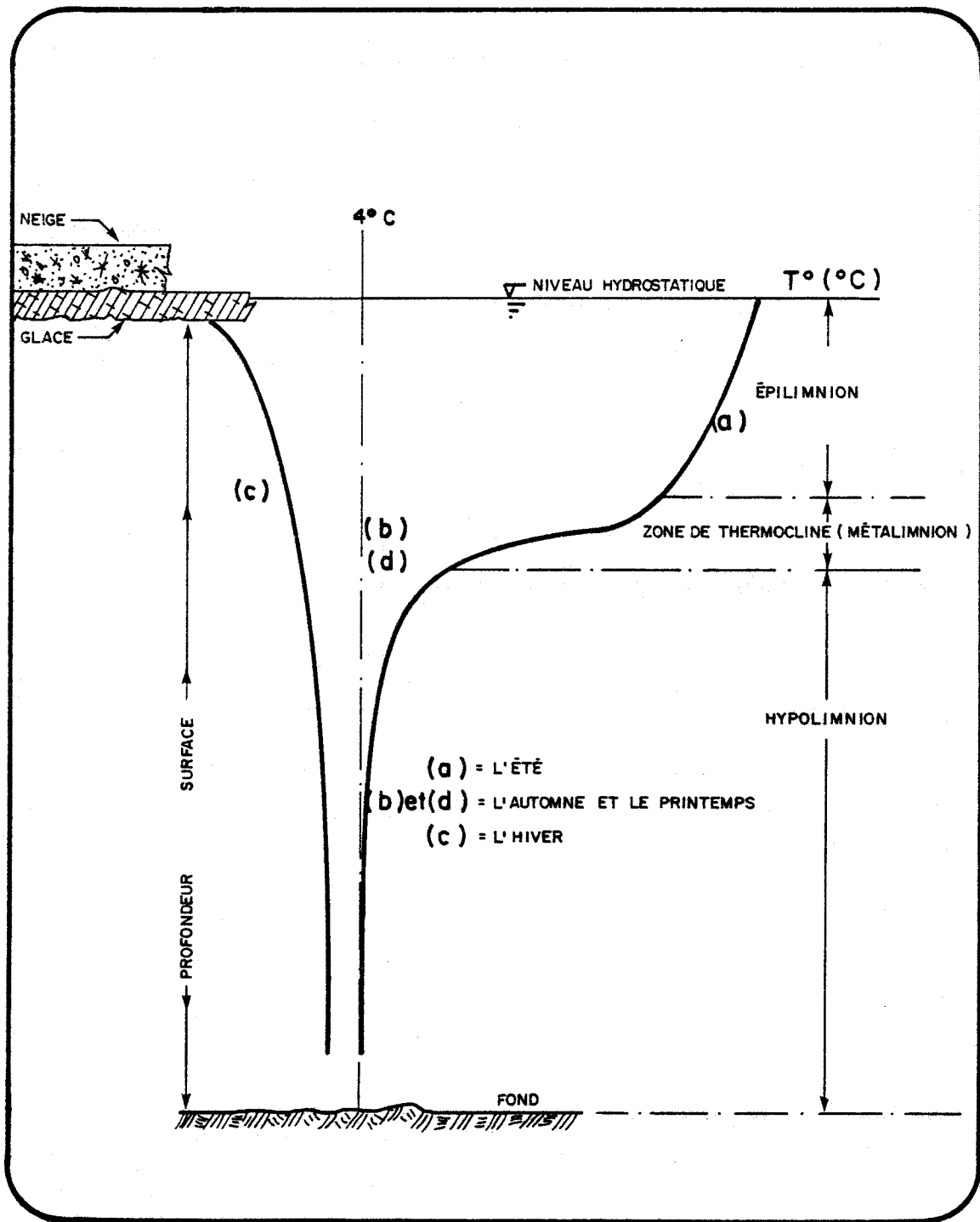


Figure 4.10 . Comportement thermique typique des lacs des régions méridionale et semi-septentrionale du Québec.

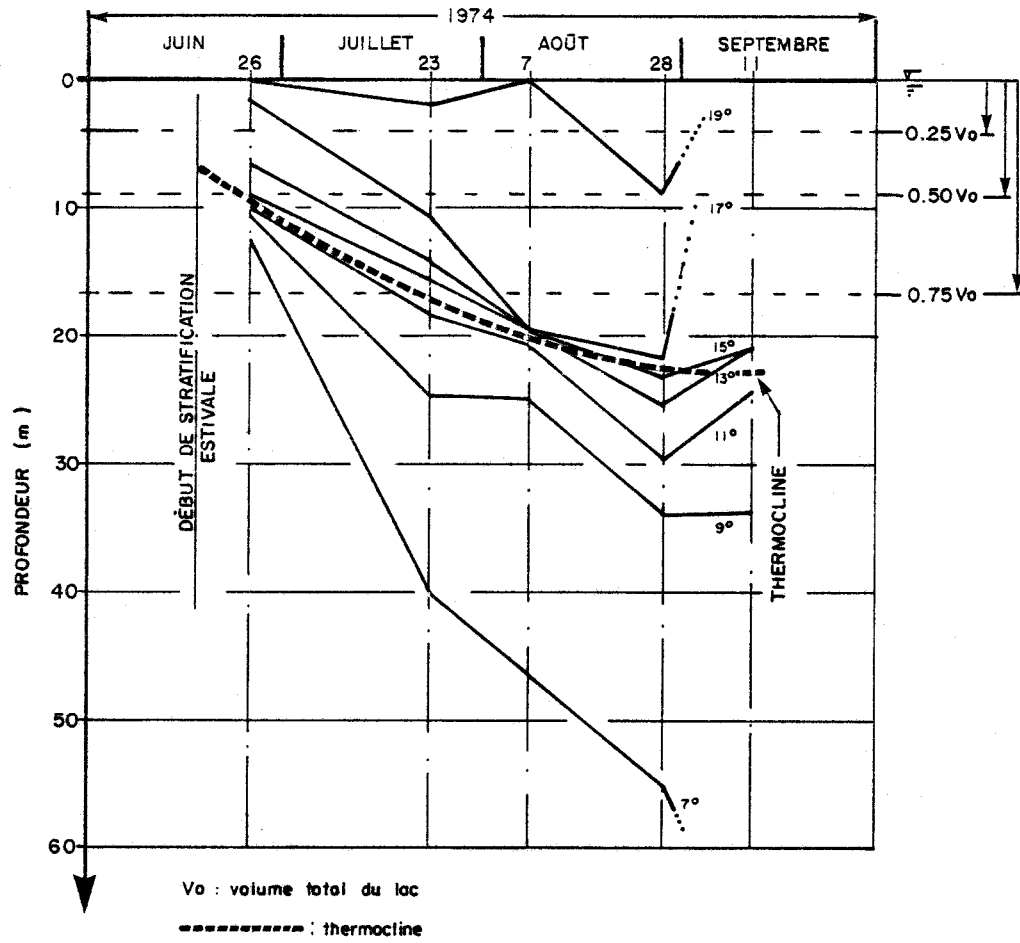


Figure 4.11 . Régime thermique estival et volumes du lac Saint-Jean.

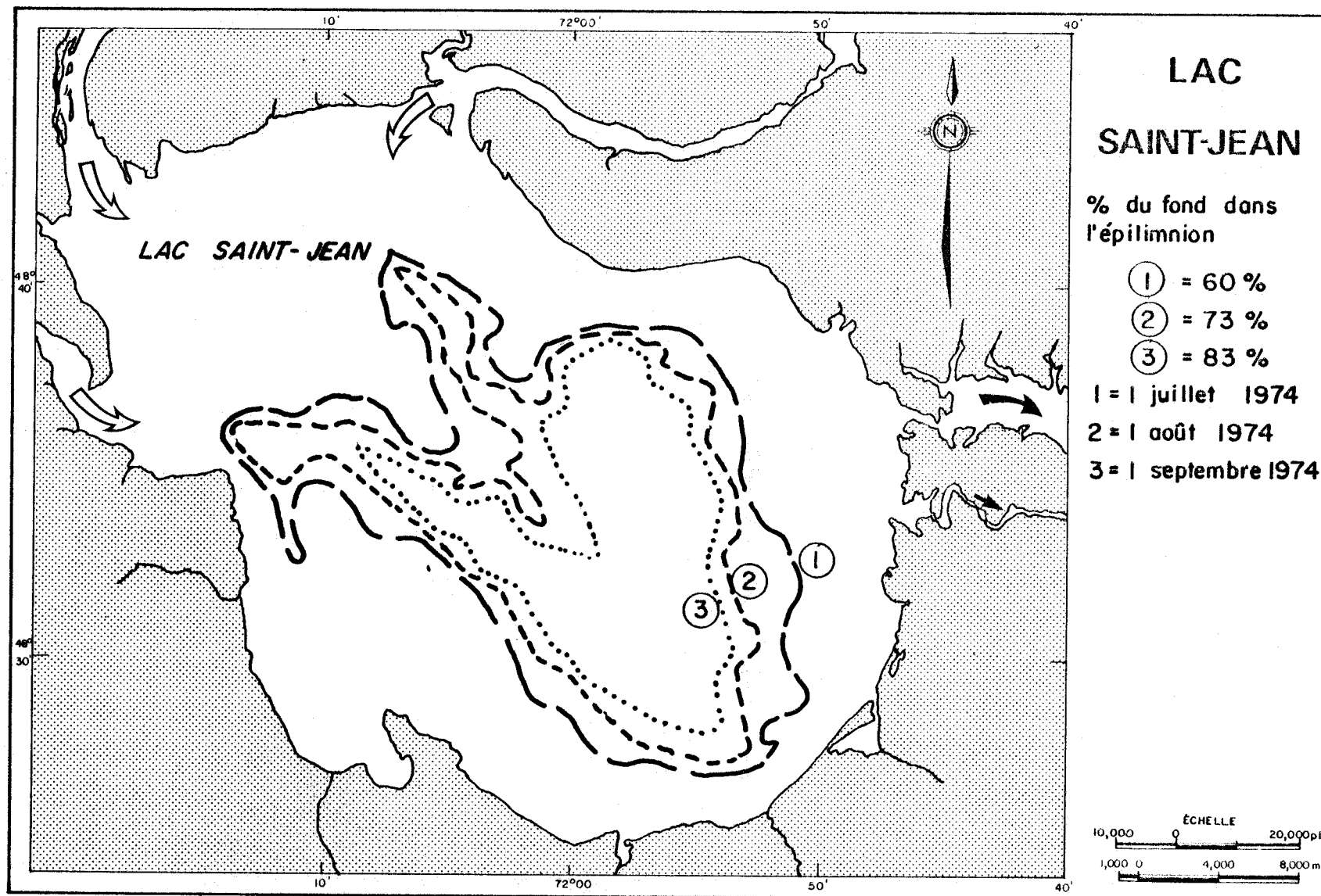


Figure 4.12. Contour horizontal de la thermocline et pourcentage de l'épilimnion en contact avec la surface du fond.

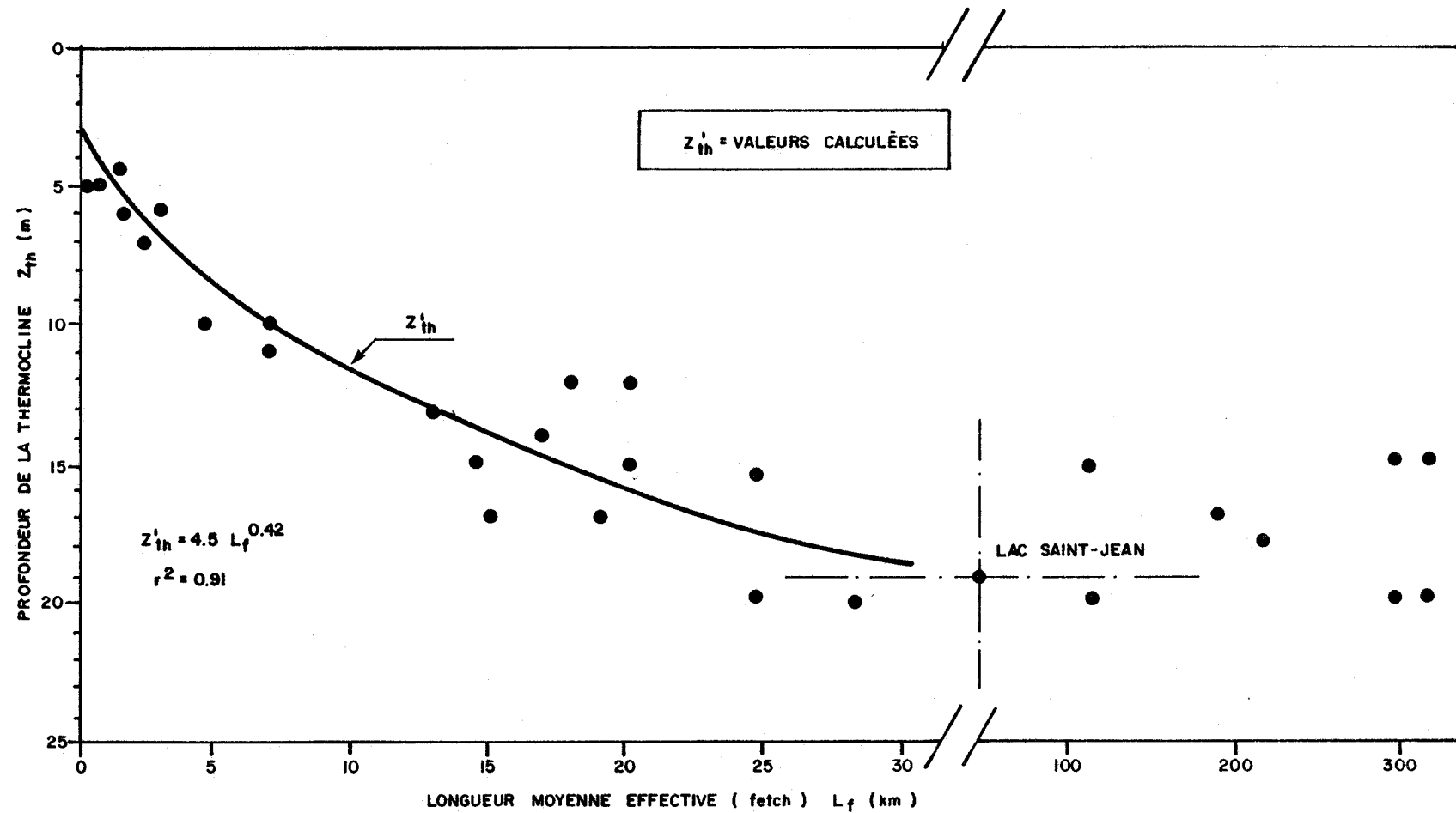


Figure 4.13. Relation entre la profondeur de la thermocline et la longueur effective d'un lac soumis aux vents (fetch) .
(Patalas , 1976).

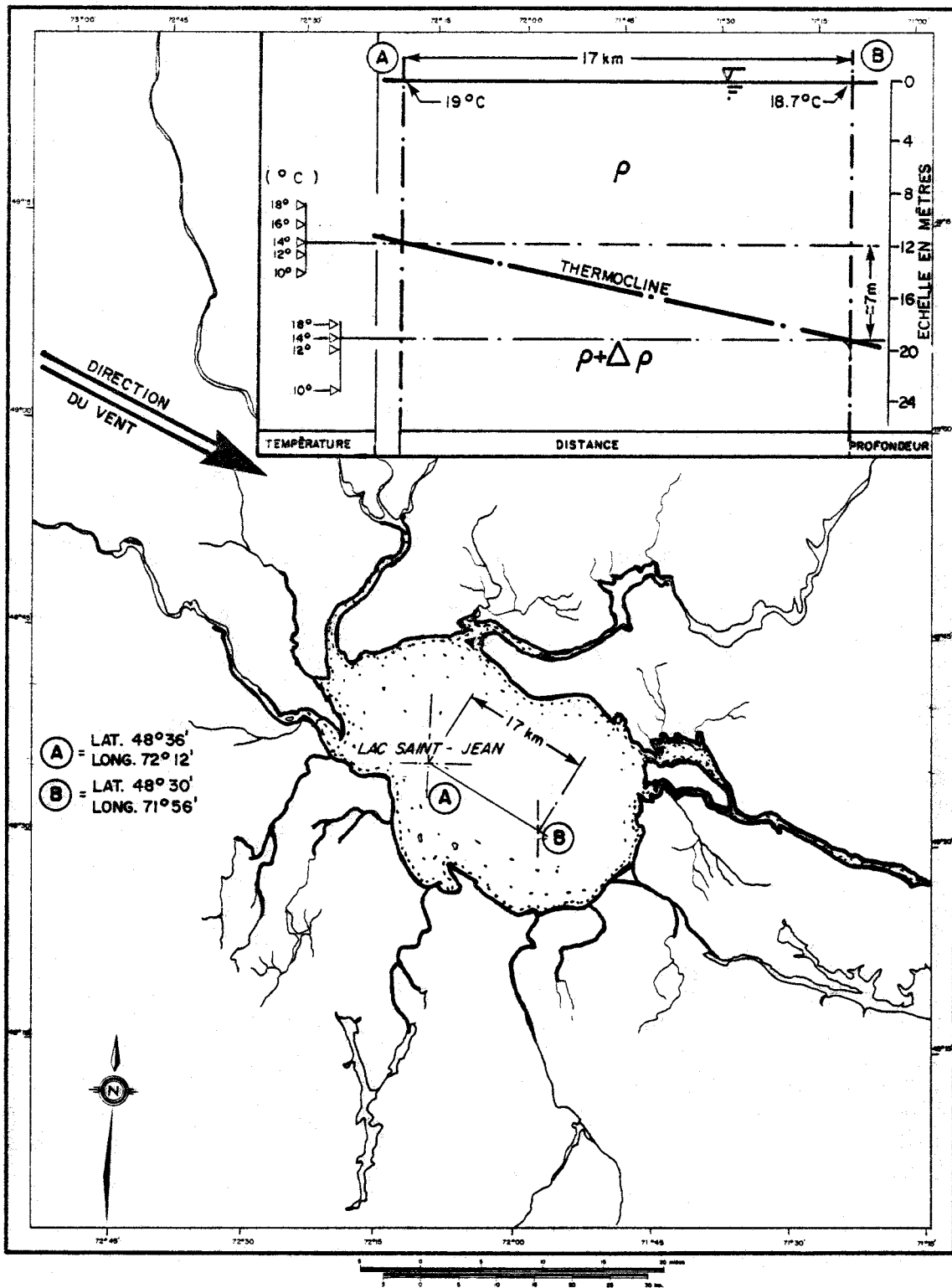


Figure 4.14. Observation d'une seiche interne du lac Saint-Jean - 07-08-74 .

CHAPITRE V

LA LIMNOLOGIE CHIMIQUE DU LAC SAINT-JEAN
ET SES TRIBUTAIRES

par H. Gérald Jones

TABLE DES MATIERES

	<u>PAGE</u>
TABLE DES MATIERES	i
LISTE DES TABLEAUX	v
LISTE DES FIGURES	vii
SOMMAIRE	5.3
1. INTRODUCTION	5.5
2. LA DYNAMIQUE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES	5.9
2.1 Les caractéristiques optiques des eaux	5.9
2.2 La conductivité	5.14
2.3 Le pH	5.18
2.4 Oxygène dissous	5.20
2.5 Le fer	5.23
3. LES ELEMENTS MAJEURS DANS LES EAUX DU LAC SAINT-JEAN ET DE SES TRIBUTAIRES	5.24
3.1 Répartition spatiale des éléments majeurs	5.25
3.1.1 La silice	5.25
3.1.2 Le calcium	5.27
3.1.3 Le magnésium	5.28
3.1.4 Le sodium et chlore	5.28

	<u>PAGE</u>
3.1.5 Le potassium	5.29
3.1.6 Le sulfate	5.30
3.1.7 Le bicarbonate	5.30
3.1.8 L'équilibre ionique	5.31
3.1.9 Corrélations physico-chimiques	5.32
 3.2 Dynamique des éléments majeurs	 5.33
3.2.1 Analyse en valeurs absolues	5.33
3.2.2 Relations concentrations-débit	5.35
3.2.3 Analyse en valeur relative et classification des tributaires	5.36
3.2.4 Dynamique des eaux pélagiques	5.39
 3.3 Bilan des éléments majeurs	 5.43
 3.4 Lessivage spécifique	 5.45
 3.5 Conclusion	 5.46
 4. LES ELEMENTS NUTRITIFS DANS LES EAUX DU LAC SAINT-JEAN	 5.46
4.1 Le carbone	5.48
4.1.2 Carbone organique	5.50
4.1.3 Carbone particulaire	5.51
 4.2 Rapport carbone particulaire : azote particulaire dans la matière en suspension	5.54
 4.3 L'azote	 5.57
 4.4 Le phosphore	 5.61
4.4.1 Les divers modèles de phosphore et leur objectif .	5.62
4.4.2 Répartition spatiale, évolution et biodisponibili- té du phosphore	5.65

	<u>PAGE</u>
4.4.3 Hétérogénéité du lac Saint-Jean et phosphore mesuré	5.67
4.4.4 Utilisation du territoire et apports en phosphore	5.68
4.4.5 Le facteur limitatif	5.71
4.4.6 Les modèles de concentration de phosphore dans les eaux lacustres	5.75
4.5 Application des modèles à la détermination du niveau trophique du lac Saint-Jean	5.81
4.5.1 L'approche de Vollenweider	5.81
4.5.2 L'approche de Snodgrass et O'Mélia	5.82
4.5.3 L'approche de Larsen et Mercier	5.83
4.5.4 L'approche de Dillon, Rigler et Kirchner	5.83
4.5.5 Rétention du phosphore dans le lac Saint-Jean	5.85
4.5.6 Temps de réponse du lac Saint-Jean	5.85
4.5.7 Conclusion	5.86
5. LES PARAMETRES BIOLOGIQUES ET LA PRODUCTION DU MILIEU	5.88
5.1 La chlorophylle	5.88
5.1.1 L'activité autotrophe en regard de l'activité hétérotrophe	5.89
5.1.2 La production et le niveau trophique des tributaires	5.90
5.1.3 La production et le niveau trophique des eaux du lac Saint-Jean	5.93
5.1.4 Comparaison du lac Saint-Jean à d'autres lacs d'Amérique du Nord	5.96
5.2 L'ATP	5.97
6. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	5.101

LISTE DES TABLEAUX

		<u>PAGE</u>
5.1	Concentration (valeur moyenne et écart type: ppm) des principaux paramètres physico-chimiques des eaux du bassin hydrographique du lac Saint-Jean	5.113
5.2	Concentration moyenne des éléments majeurs dans les eaux du bassin hydrographique du lac Saint-Jean	5.114
5.3	Rapports de quelques ions majeurs dans les eaux du bassin hydrographique du lac Saint-Jean	5.115
5.4	Valeurs moyennes saisonnières des rapports Ca:Si et Ca:Na dans les eaux du bassin du lac Saint-Jean	5.116
5.5	Contribution des tributaires aux bilans des éléments majeurs et nutritifs du lac Saint-Jean	5.117
5.6	Bilan mensuel des éléments majeurs du lac Saint-Jean 1974-1975. Stations 007 - 023: apports des tributaires; stations 005 et 006: exportation par les décharges	5.118
5.7	Bilan annuel des ions majeurs du lac Saint-Jean en 10 ⁶ gr 1974-1975	5.124
5.8	Concentrations moyennes de carbone particulaire et de l'azote particulaire et le rapport pour les eaux de surface du lac Saint-Jean, les décharges du lac et les tributaires, pour l'été 1975	5.125
5.9	Concentrations totales de carbone en suspension et de matière en suspension dans les eaux du lac Saint-Jean, (été 1974)	5.126

5.10	Concentration moyenne des éléments nutritifs sous diverses formes dans les eaux du lac Saint-Jean, les décharges du lac et quelques tributaires, de mai à septembre 1976	5.127
5.11	Concentrations de chlorophylle-a, phaeophytine et les rapports phaeophytine/chlorophylle-a et ATP/chlorophylle-a pour les eaux de surface du lac Saint-Jean et de quelques tributaires	5.128

LISTE DES FIGURES

		<u>PAGE</u>
5.1	Localisation des stations d'échantillonnage du lac Saint-Jean et de ses tributaires pour les années 1974, 1975 et 1976	5.129
5.2	Valeurs de l'absorbance des eaux du lac Saint-Jean et de quelques tributaires, en 1975	5.130
5.3	Transmission de la radiation (pourcentage moyen de la radiation de surface) en profondeur des stations 35, 34 et 33 du lac Saint-Jean en 1976	5.131
5.4	Relation entre la conductivité moyenne et la concentration moyenne en calcium dans les tributaires du lac Saint-Jean	5.132
5.5	Conductivité aux stations du lac Saint-Jean entre Saint-Prime et Péribonca, été 1976	5.133
5.6	Variation de l'absorbance des eaux de la rivière Chamouchouane en fonction du pH (24 juillet 1975)	5.134
5.7	Evolution du pH et de la chlorophylle-a en profondeur à la station centrale du lac Saint-Jean le 31 juillet 1975	5.135
5.8	L'équilibre ionique des eaux du bassin du lac Saint-Jean	5.136
5.9	Evolution temporelle du calcium dans quelques tributaires du lac Saint-Jean en 1974-75	5.137
5.10	Evolution temporelle de la silice dans quelques tributaires du lac Saint-Jean	5.138
5.11	Relation concentration-débit pour le calcium dans les rivières Chamouchouane et Mistassini (1974-1976)	5.139

	<u>PAGE</u>
5.12	Regroupement des stations en fonction des rapports d'ions Ca:Na <u>v</u> Ca:Si 5.140
5.13	Regroupement des stations en fonction des rapports d'ions Ca:Na <u>v</u> Ca:SO ₄ 5.141
5.14	Regroupement des stations en fonction des rapports d'ions Ca:Na <u>v</u> Na:Cl 5.142
5.15	Evolution saisonnière des rapports Ca:Na dans quel- ques tributaires du lac Saint-Jean 5.143
5.16	Evolution saisonnière du rapport Ca:Si dans quel- ques tributaires du lac Saint-Jean 5.144
5.17	Evolution temporelle de la concentration de la silice dans la station centrale du lac Saint-Jean en 1974-75 5.145
5.18	Evolution temporelle de la concentration de calcium à la station centrale du lac Saint-Jean en 1974-75 5.146
5.19	Lessivage spécifique de la silice des tributaires du lac Saint-Jean 5.147
5.20	Lessivage spécifique du calcium des tributaires du lac Saint-Jean 5.148
5.21	Lessivage spécifique du magnésium des tributaires du lac Saint-Jean 5.149
5.22	Lessivage spécifique du sodium des tributaires du lac Saint-Jean 5.150
5.23	Lessivage spécifique du potassium des tributaires du lac Saint-Jean 5.151

	<u>PAGE</u>
5.24	Rapport $C_p:N_p$ dans les eaux de la Belle-Rivière 5.152
5.25	Rapport $C_p:N_p$ dans les eaux de la rivière Chamou- chouane 5.153
5.26	Rapport $C_p:N_p$ dans les eaux de la rivière Ticouapé 5.154
5.27	Evolution du rapport $C_p:N_p$ dans quelques tribu- taires agricole et forestier du lac Saint-Jean, en 1976 5.155
5.28	Rapport $C_p:N_p$ dans les eaux du lac Saint-Jean à la station ^p centrale 5.156
5.29	Evolution temporelle de nitrate et nitrite dans les eaux de quelques tributaires du lac Saint-Jean en 1974-75 5.157
5.30	Concentrations de nitrate + nitrite et de phosphore total dans la rivière Péribonca, pendant l'été de 1976 5.158
5.31	Concentrations de nitrate + nitrite et de phosphore total, dans la rivière Ticouapé, pendant l'été de 1976 5.159
5.32	Concentrations de nitrate + nitrite et de phosphore total dans la rivière Chamouchouane, pendant l'été de 1976 5.160
5.33	Concentrations de nitrate + nitrite et de phosphore total dans la Belle Rivière, pendant l'été de 1976 5.161
5.34	Concentrations de nitrate + nitrite et de phosphore total à l'aval du confluent de la Grande et Petite Décharges, pendant l'été de 1976 5.162

	<u>PAGE</u>
5.35	L'évolution de l'indice d'importance relative des organismes autotrophes avec l'indice du potentiel hétérotrophe du milieu pour les eaux du lac Saint- Jean et quelques tributaires 5.163
5.36	Concentrations de chlorophylle à la station 03 (1975-76) 5.164
5.37	Concentrations de chlorophylle à la station 06 (1975-76) 5.165
5.38	Concentrations de chlorophylle à la station 07 (1975-76) 5.166
5.39	Concentrations de chlorophylle à la station 012 (1975-76) 5.167
5.40	Concentrations de chlorophylle à la station 013 (1975-76) 5.168
5.41	Concentrations de chlorophylle à la station 014 (1975-76) 5.169
5.42	Concentrations de chlorophylle à la station 015 (1975-76) 5.170
5.43	Concentrations de chlorophylle à la station 019 (1975-76) 5.171
5.44	Concentrations de chlorophylle à la station 026, été 1976 5.172
5.45	Concentrations de chlorophylle à la station 044, été 1976 5.173
5.46	Concentrations de chlorophylle à la station 048, été 1976 5.174

	<u>PAGE</u>
5.47	Concentrations de chlorophylle-a et de phaeophytine dans les tributaires et les décharges du lac Saint-Jean 5.175
5.48	Concentrations de chlorophylle-a et de phaeophytine dans les tributaires et les décharges du lac Saint-Jean 5.176
5.49	Concentrations de chlorophylle-a et de phaeophytine dans les tributaires et les décharges du lac Saint-Jean 5.177
5.50	Concentrations d'ATP dans les tributaires et les décharges du lac Saint-Jean 5.178
5.51	Concentrations de chlorophylle-a et de phaeophytine dans la partie nord-ouest du lac Saint-Jean, le 30 juin 1976 5.179
5.52	Concentrations de chlorophylle-a et de phaeophytine dans la partie nord-ouest du lac Saint-Jean, le 5 août 1976 5.180
5.53	Valeurs moyennes mesurées de chlorophylle totale et valeurs moyennes théoriques des apports en phosphore pour les tributaires du lac Saint-Jean, 1974-75 5.181
5.54	Evolution temporelle de biomasse dans les eaux du lac Saint-Jean, la décharge du lac et les rivières Péribonca et Mistassini, 1975 5.182
5.55	Concentration de chlorophylle-a et biomasse pour la station centrale du lac Saint-Jean en 1975 5.183
5.56	Evolution de la chlorophylle-a en profondeur à la station centrale du lac Saint-Jean, été 1975 5.184
5.57	Concentration minimale, moyenne et maximale de chlorophylle-a des Grands Lacs du lac Saint-Jean et d'autres lacs du Québec 5.185

SOMMAIRE

Ce chapitre traite principalement de la distribution et du comportement des paramètres physico-chimiques et chimiques dans les eaux du Lac Saint-Jean, de ses tributaires et de ses décharges. Les mesures ont été effectuées entre 1974 et 1976. Une des résultantes des apports chimiques en éléments nutritifs, la productivité primaire (phosphore et azote), fait l'objet d'un traitement particulier avec une emphase mise sur la détermination du "niveau trophique" du lac. Cette caractéristique constitue un moyen privilégié d'évaluation et de contrôle de la gestion rationnelle d'un lac. Dans le cas du lac Saint-Jean, la grande hétérogénéité de la qualité de ses eaux complique cette évaluation. L'ensemble de nos indices nous portent à conclure que le lac est en général peu ou moyennement productif (oligo-mésotrophe). Cependant, l'activité humaine croissante sur le bassin versant entraîne une augmentation constante des apports en éléments nutritifs. Ainsi, les rivières dites agricoles "enrichissent" massivement certaines zones du lac et permettent d'y constater des points de production correspondant à des milieux eutrophes.

1. INTRODUCTION

L'objectif du projet de limnologie chimique du lac Saint-Jean était de décrire globalement le comportement physico-chimique des eaux lacustres en tant que milieu de vie pour en arriver ensuite à situer le niveau trophique du lac. Vu la grande superficie de l'écosystème étudié et compte tenu des difficultés qu'une étude limnologique traditionnelle pouvait comporter, nous avons opté pour une approche globale où l'information recherchée n'était pas de nature à approfondir la connaissance des mécanismes de production du lac mais visait plutôt la constitution d'indices intégrateurs de la production du milieu. C'est ainsi que pendant les premières années de l'étude, peu de mesures dynamiques ont été effectuées sur le milieu¹. Nous avons opté pour des mesures statiques telles que la concentration d'éléments nutritifs et majeurs, la chlorophylle-a, la phaéophytine, l'ATP, etc...

En 1974 d'abord, nous avons déstructuré hypothétiquement le lac Saint-Jean et son bassin en sous-systèmes et nous avons établi un réseau² extensif de stations d'échantillonnage de fréquence relativement faible (figure 5.1), ceci dans le but d'obtenir une appréciation globale dans l'espace des caractéristiques physico-chimiques du milieu. Par contre, au cours des années suivantes (1975 et 1976), nous avons réduit le nombre de stations afin de concentrer nos études sur quelques stations jugées prioritaires; celles-ci ont été échantillonnées plus fréquemment et avec une plus grande gamme de paramètres.

Le choix des stations a été fait en fonction des sous-objectifs du projet. Afin d'évaluer les apports d'éléments majeurs et nutritifs dans le

¹ Le peu de données que nous avons dans ce domaine, par exemple, l'assimilation du ¹⁴C ne sont pas rapportées ici étant donné leur valeur non-concluante.

² Voir l'annexe 1 pour la localisation exacte des stations.

lac, nous avons échantillonné tous les tributaires du lac à proximité de leur embouchure. Nous avons aussi établi un certain nombre de stations aux décharges du lac afin d'évaluer le bilan de ces éléments dans le système. De plus, en 1976, nous avons établi un réseau de stations sur des sections transversales de la partie nord-ouest du lac Saint-Jean dans le but de vérifier à l'aide de mesures physico-chimiques, le mouvement des eaux des grands tributaires du bouclier canadien, dans cette partie du lac. Cette partie du réseau a été conçue pour éclairer la problématique du rejet des eaux usées de la nouvelle usine de pâte Kraft à Saint-Félicien.

D'autres stations ont été localisées dans le lac à proximité de sources d'apports importantes provenant d'activités humaines comme par exemple: la ville de Roberval, la ville de Dolbeau et l'embouchure de la Belle Rivière qui draine une région à forte activité agricole (voir chapitre II). Nous avons de plus décidé d'établir une station qui serait représentative de l'ensemble de la masse d'eau; cette station, localisée vis-à-vis du lieu le plus profond du lac, n'est pas très éloignée de son centre géométrique. En ce qui concerne les paramètres étudiés à chaque station et la méthodologie d'échantillonnage et de mesure¹, nous avons modifié un peu quelques paramètres en fonction de la biophysique du milieu. Ainsi, par exemple, la présence constante de vagues sur cette vaste nappe d'eau rendait difficile l'utilisation du disque de Secchi pour déterminer la zone photique, ce qui nous a amené à évaluer celle-ci à l'aide de radiomètres à immersion ou encore en mesurant la densité optique des échantillons prélevés à différents niveaux de profondeur. Dans le cas des paramètres biochimiques liés intimement à la biomasse des organismes (exemple: chlorophylle-a, ATP, carbone particulaire (Cp), azote particulaire (Np), etc...), nos hypothèses quant à l'importance relative de la production autotrophe et hétérotrophe dans les eaux du lac nous ont conduit à une série d'expériences sur ces paramètres qui se situent en dehors d'une étude limnologique classique. Ainsi, notre interprétation des résultats est rendue plus complexe et les conclusions plus

¹ Voir l'annexe

incertaines étant donné l'aspect exploratoire de notre démarche en ce domaine. Par contre, notre analyse et notre interprétation des paramètres abiotiques ne diffèrent guère de la philosophie d'analyse des données élaborée par Konzenitsch (1967) et synthétisée par Hem (1970).

Toutes les données présentées dans ce travail proviennent de mesures effectuées sur des échantillons d'eau prélevés entre le mois de juin 1974 et le mois de septembre 1976¹. Les mesures ont été réalisées soit sur le terrain, soit aux laboratoires d'INRS-Eau (à Saint-Gédéon et à Québec), et à ceux du ministère des Richesses naturelles (MRN) et des Services de Protection de l'Environnement du Québec (SPEQ). Pour la première partie du projet (juin 1974 - octobre 1975), notre objectif majeur était de déterminer la distribution spatiale et temporelle des paramètres physico-chimiques et des éléments majeurs et nutritifs dans les tributaires, le lac et les décharges du lac, ceci dans le but de décrire le comportement saisonnier du milieu et d'évaluer le bilan de quelques éléments du système. Pendant cette même période, nous avons recueilli de plus les premières données sur quelques paramètres biochimiques des eaux.

Suite à une évaluation de la campagne d'échantillonnage 1974-1975, l'objectif de la campagne d'échantillonnage 1975-1976 fut d'étudier de façon plus approfondie la distribution quantitative et qualitative des paramètres biochimiques (chlorophylle, ATP, Cp, Np, phosphore total (Pt), etc...). De plus, au cours de cette dernière période, nous avons commencé à concentrer nos efforts sur la partie au nord-ouest de la cuvette. Face à certaines difficultés d'opération sur le terrain en automne et au printemps, la plupart de nos données résultent d'échantillonnages effectués au milieu de l'hiver ou en été. Les données provenant du lac pour les périodes de crue de printemps et de l'automne ne représentent donc qu'un faible pourcentage de l'ensemble de nos résultats.

¹ En 1977 et 1978, le programme d'étude limnologique du lac Saint-Jean a été repris en charge par les Services de protection de l'environnement du Québec.

Nous avons utilisé une méthode descriptive basée sur des moyennes simples pour mettre en évidence les différences physico-chimiques entre les divers sous-systèmes aquatiques du bassin versant incluant le lac. Cette approche introduit bien sûr un biais puisque notre échantillonnage est plus dense en hiver et en été et que la variabilité temporelle des paramètres est déterminée en bonne partie par le régime hydrologique. Dans le contexte des premières études sur le lac Saint-Jean, nous retiendrons que cette évaluation constitue une "première approximation" de la réalité avec un biais qui subsiste vers les valeurs hivernales et estivales (plus élevées). Dans les cas où le régime hydrologique est influencé par des barrages, le stockage des eaux de printemps et le délai d'acheminement dans le bassin qui en résulte pourraient avoir une influence inverse, c'est-à-dire, de biaiser les résultats vers les valeurs faibles. C'est ainsi que l'influence sur le régime hydrologique de la Péribonca, ajoutée à une méthode basée surtout sur l'échantillonnage des eaux en été pourraient donner des résultats où les valeurs se rapprocheraient davantage de celles des eaux de printemps contrairement aux autres rivières du bouclier. Ainsi, suite à un examen des valeurs moyennes annuelles, l'impression que les eaux de la Péribonca soient moins minéralisées que les autres rivières pourrait persister sans un échantillonnage plus complet de ces eaux.

Toutefois, en dépit de ces quelques réserves sur les données, nous avons utilisé un programme¹ informatique pour les analyser. Un pré-filtrage des données a été effectué manuellement avant d'entreprendre le calcul du bilan des éléments nutritifs, des rapports d'ions majeurs, et autres. Ce filtrage a consisté, dans la majorité des cas, à rejeter les données des échantillons prélevés sur des tributaires en hiver, ceux-ci étant souvent contaminés par le sel répandu sur les routes. Dans les situations où le sel influence de façon importante les échantillons, le filtrage est facile; par

¹ Statistical Package for Social Sciences (SPSS), version 6, Vogelbach Computing Center, Northwestern University.

contre, pour de faibles influences, celui-ci est plus difficile, on se rapporte alors à l'expérience et parfois, à la subjectivité du chercheur. En raison de la grande complexité des interrelations entre les multiples facteurs influençant la dynamique et la distribution des différents éléments dans le système aquatique, nous croyons qu'un exercice analytique (statistique) plus poussé ou une plus grande quantité de données n'auraient eu finalement que peu d'influence sur nos principales conclusions que nous souhaitons, somme toute, relativement globales.

2. LA DYNAMIQUE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

Nous traiterons, dans cette section, des caractéristiques optiques, de la dynamique de la conductivité, du pH, de l'oxygène dissous et du fer, des eaux du lac Saint-Jean et de ses tributaires. Cette analyse vise, d'une part, à établir un rapport entre le paramètre étudié et les phénomènes biophysiques du milieu et, d'autre part, à évaluer son importance globale dans la production biologique du lac.

2.1 Les caractéristiques optiques des eaux

Les caractéristiques optiques des eaux courantes et des eaux lacustres sont un des facteurs importants dans la dynamique de la production biologique du milieu. En effet, dans certaines conditions, la pénétration de la lumière solaire dans l'eau peut être le facteur limitatif de la photosynthèse du milieu aquatique. Ce phénomène est souvent observé dans les rivières dont les bassins sont constitués de roches sédimentaires et dans les lacs eutrophes pendant "la floraison" des algues. Dans le premier cas, les fines particules érodées des assises géologiques du bassin restent souvent en suspension ce qui a pour effet d'accroître la turbidité des eaux et ainsi, de réduire la transmission de la lumière. Dans le cas des lacs eutrophes, la densité des algues peut causer le même effet. Il faut toutefois noter que certains lacs oligotrophes comportant peu de matières particulaires en suspension, mais dont les eaux sont hautement colorées, peuvent aussi se trouver dans un état où la transmission de la lumière est insuffisante pour une

utilisation efficace des éléments nutritifs du milieu (dystrophie).

Deux aspects méthodologiques de la transmission de la lumière sont importants à retenir:

- d'abord, la lumière incidente qui pénètre à la surface de l'eau est à la fois absorbée et dispersée par la matière en suspension (turbidité), en plus d'être absorbée par l'eau elle-même en raison de sa couleur (la couleur après la filtration de la matière en suspension). L'effet combiné de l'absorption naturelle de l'eau pure et de ces deux caractéristiques de l'eau d'un milieu particulier donne la quantité et la qualité spectrale de la lumière disponible à la photosynthèse aux diverses profondeurs de ce milieu. La "zone photique" des eaux lacustres est définie généralement par la profondeur de la colonne d'eau où l'intensité de la lumière est au moins égale à un pour cent (1%) de la lumière incidente à la surface.
- la détermination de cette "zone photique" dans un lac s'effectue couramment par l'utilisation du disque de Secchi vu sa commodité et l'excellente corrélation entre les valeurs obtenues par cette méthode et celles mesurées par des outils plus sophistiqués (Tyler, 1968); en fait, sans obtenir une évaluation de la distribution qualitative et quantitative de la lumière aux différentes profondeurs, on obtient tout de même un résultat global du caractère optique de l'eau.

Dans le cas du lac Saint-Jean, nous avons peu utilisé le disque de Secchi, à cause des forts courants à proximité de l'embouchure des rivières ou à cause de l'agitation de la surface de l'eau par les vagues. Dans les cas où nous avons pu utiliser cette méthode, nous avons estimé que la zone photique du lac variait entre deux mêmes valeurs extrêmes, au printemps et en été, soit entre 6.2 et 1.5 m. Dans tous les cas, les basses valeurs sont

dues au transport solide printanier que l'on constate près de l'embouchure des rivières turbides. En hiver, sous la glace, les valeurs sont faibles vu l'effet d'"écran" du couvert de neige sur la glace. A cause des problèmes associés aux mesures réalisées à l'aide du disque de Secchi, nous avons mesuré la turbidité du milieu et l'absorption de la lumière à diverses longueurs d'onde sur des échantillons filtrés; la transmission "in situ" a été évaluée au moyen d'un radiomètre à immersion.

La valeur de la turbidité des rivières agricoles est élevée (5-46 NTU)¹ comparée à celle des rivières forestières du bouclier canadien (6-17 NTU). Les eaux pélagiques sont caractérisées par des valeurs de turbidité se situant entre 0.3 et 1.0 NTU; cependant, on rencontre des zones plus turbides notamment près de l'embouchure de la Belle Rivière (station 55: 2.3 NTU) et de la Ticouapé (station 46: 4.7 NTU).

Les valeurs de turbidité des eaux des rivières forestières et de la plus grande partie de la surface du lac sont faibles ce qui nous a amené à étudier principalement l'absorption de la lumière par la matière dissoute du milieu. Les eaux du lac Saint-Jean, de toutes les rivières forestières et de la majorité des rivières agricoles dont les échantillons ont été filtrés, paraissaient brunes. Ceci est le résultat de l'absorption préférentielle de la radiation de certaines longueurs d'onde dans la région du visible du spectre électromagnétique. La figure 5.2A illustre le spectre d'absorption pour les eaux de la station centrale du lac pendant l'été de 1975. Cette absorption est due essentiellement à la matière humique. On peut noter que l'absorption de radiation due à cette matière organique dissoute varie dans le temps et aussi dans l'espace (figure 5.2B). Les eaux de ces tributaires ont des coefficients d'absorption élevés au printemps et à l'automne et plus bas en été. La concentration de matière organique dissoute colorée dans les eaux des tributaires devient probablement plus élevée pendant les périodes

¹ Naumer Turbidity Unit

de ruissellement intensif du printemps et de l'automne. Toutefois, les variations d'absorption pendant la même saison sont appréciables et nous présentons ici une évaluation globale de l'évolution de ce paramètre. De plus, on ne peut ignorer le rôle significatif des cycles biogéniques de l'été dans le processus de dégradation de cette matière organique dans le milieu.

L'absorption préférentielle des longueurs d'onde de la partie "bleu-vert" du spectre visible est un aspect important de l'analyse de la qualité de la lumière transmise en profondeur dans les eaux du lac Saint-Jean.

L'énergie de ces longueurs d'onde, utilisée habituellement pour la photosynthèse, est atténuée plus rapidement que celle de la partie "rouge" du spectre. Ainsi, la "zone photique" réelle en terme d'efficacité de photosynthèse pourrait être relativement moins importante que celle indiquée par le disque de Secchi. Il nous apparaît donc possible que la zone photique efficace soit diminuée considérablement par les apports en matière organique dissoute des tributaires du bouclier canadien pendant les saisons printanière et estivale. En conséquence, nous avons voulu mesurer la transmission de la lumière dans les eaux du lac avec un radiomètre calibré en quantum¹ de la radiation la plus efficace pour la photosynthèse.

La figure 5.3 démontre la transmission de cette radiation (en quantum) dans les eaux de la partie nord-ouest du lac pendant l'été de 1976. Par une extrapolation graphique de la relation entre la profondeur et la radiation transmise, on évalue à 3-5 mètres la profondeur de la zone photique propice à la photosynthèse.

Par ailleurs, la linéarité de la relation entre la profondeur et le logarithme de l'intensité de la lumière transmise pour le 5 août et le 19 septembre, indique que les phénomènes responsables de l'atténuation de la

¹ l'unité de mesure est le micro-Einstein. $m^{-2} \cdot sec^{-1}$.

lumière, la couleur et, en moindre importance, les particules en suspension, sont répartis de façon homogène dans la colonne d'eau. Par contre, cette même relation (figure 5.3) pour les 21 et 30 juin démontre une répartition verticale hétérogène de ces matières dans l'eau. Ceci peut être dû à une zone discrète de plus grande concentration de matières en suspension. En effet, cette partie du lac Saint-Jean, qui a une profondeur se situant entre 4 et 5 mètres, se caractérise par de fortes interactions mécaniques entre la masse d'eau et le fond; il est donc plausible qu'entre des périodes rapprochées de turbulence et de calme, les eaux puissent présenter des caractéristiques optiques similaires à celles observées au printemps près des tributaires turbides. A la suite de cette analyse, **nous retiendrons que le lac Saint-Jean se comporte de façon classique du point de vue optique, c'est-à-dire: une zone photique relativement profonde au printemps et à l'automne et une diminution notable de celle-ci au milieu de l'été.**

Selon une méthode décrite par Wetzel (1975) et basée sur la transmission moyenne, nous avons pu évaluer à 1.5 le coefficient d'extinction de ces eaux.

Nous avons tenté de comparer nos résultats à ceux obtenus par d'autres sur les eaux du bouclier canadien. Les profondeurs moyennes des zones photiques rapportées pour ces eaux peuvent varier beaucoup. Schindler (1972) rapporte des valeurs de 2 à 35 mètres pour des lacs du nord-ouest de l'Ontario mais la moitié de ces lacs ont des valeurs (3-8 mètres) comparables à celles du lac Saint-Jean. Ostrofsky et Duthie (1975) ont rapporté des valeurs pour l'été variant de 4 à 9 mètres pour des lacs situés dans la région des chutes Churchill au Labrador. Quant à nous, nous ne disposons d'aucune mesure au radiomètre à immersion pour la station centrale (pélagique) du lac Saint-Jean. Par ailleurs, les valeurs d'absorption et les quelques mesures prises au moyen du disque de Secchi nous permettent d'évaluer à 3-7 mètres la profondeur de la zone photique au milieu de l'été. De plus, l'évolution temporelle de l'épaisseur de cette zone serait semblable à celle constatée pour d'autres grands systèmes, soit un minimum en été pendant la période de production autotrophe la plus intense (Stadelmann **et al.**, 1974).

Enfin, un phénomène souvent significatif dans les eaux du bouclier canadien doit être mentionné puisqu'il a trait au caractère optique de celles-ci; Schindler et Noven (1971) et Ostrofsky et Duthie (1975) considèrent comme possible que la couleur des eaux du Bouclier canadien soit, sous certaines conditions, le facteur limitatif de la production autotrophe et, par conséquent, favorise la production hétérotrophe lorsqu'une source de matière allochtone énergétique est disponible. Dans le cas du lac Saint-Jean, nous n'avons pas retenu d'objectif dans l'étude de la qualité optique des eaux, dans le sens de démontrer l'importance de ce phénomène.

2.2 La conductivité

La conductivité est une mesure globale de la concentration des sels dissous dans l'eau. Ce paramètre peut donc refléter les divers processus d'érosion et de lessivage dans les différents bassins et, de plus, servir comme indicateur de l'influence des sources ponctuelles de pollution sur un système, à condition que les valeurs de base soient connues. Cette partie de notre étude est basée sur ce type d'approche. Par contre, nous n'avons pas cherché à établir de relation entre la conductivité du milieu (sels dissous) et la production biologique comme certains l'ont fait sur d'autres milieux (Northcote et Larkin, 1956; Rawson, 1960; Ryder, 1965). Nous considérons que la gamme de valeurs rencontrées dans les eaux pélagiques du lac est tellement étroite comparée à celles rapportées dans la littérature scientifique (surtout quand la relation est rapportée sur une base log-log; Ryder, 1966), qu'un tel exercice aurait été inutile sinon impossible dans le cas du lac Saint-Jean. Le tableau 5.1 énumère les valeurs de la conductivité moyenne des eaux du lac Saint-Jean et des tributaires pour la période 1974-1975. Ces valeurs ont été corrigées en fonction de la température.

Les valeurs observées de l'écart type aux stations 006, 007, 012, 017 et 023 sont dues à des valeurs très élevées pendant l'hiver 1974-1975 et sont attribuables à la pollution des eaux courantes par le sel épandu sur

les routes. Dans le cas de la station 009, les valeurs très élevées en été sont expliquées par la présence d'une source ponctuelle, soit l'usine de pâtes et papiers de Desbiens dont les eaux usées se déversent dans la Métabetchouane. Par contre, les valeurs d'écart type très élevées des stations 004 et 024 sont dues à des variations énormes de sels dissous dans les eaux usées de l'usine Price qui sont rejetées dans la petite Décharge à Alma.

Un examen du tableau 5.1 permet également de constater que les eaux des grands tributaires du bouclier canadien sont très peu minéralisées (21-31 mhos cm^{-1}) tandis que les eaux drainées par des bassins assis en grande partie sur des roches sédimentaires (voir le chapitre II) ont des valeurs se situant entre 67 et 191 mhos cm^{-1} . La conductivité des eaux pélagiques du lac (station 022) est très semblable à celle des eaux des tributaires du bouclier canadien. Cette constatation n'est pas surprenante vu les apports prédominants dans le lac, des eaux du bouclier, dont les roches sont peu érodables.

Les valeurs de la conductivité du lac Saint-Jean et de ses tributaires majeurs sont semblables à celles déjà rapportées pour d'autres lacs et réservoirs du bouclier canadien. Ainsi, Duthie et Ostrofsky (1975) ont enregistré des valeurs de conductivité se situant entre 10 et 32 mhos cm^{-1} dans les eaux du réservoir de Churchill Falls. Armstrong et Schindler (1971), Schindler (1972) et Rawson (1960) rapportent approximativement les mêmes observations sur les eaux du bouclier du nord-ouest de l'Ontario et sur celles de la Saskatchewan respectivement. Plus près de la région du lac Saint-Jean, Jones *et al.*, (1974) ont publié des valeurs de 13-38 pour les eaux du réservoir Manicouagan et de 8-30 pour le lac Matamek sur la Côte Nord, (Jones, 1978), tandis que Ostrofsky (1974) rapporte des valeurs de 22-33 pour des lacs de la baie de James.

Les eaux du bouclier canadien sont parmi les moins minéralisées du monde et reflètent la nature peu érodable des roches gneissiques et granitiques. Dans leur état naturel, ces eaux sont très oligotrophes vu la pauvreté en éléments nutritifs de leur origine géologique (Armstrong et Schindler,

1971; Ostrofsky, 1974). Il faut toutefois ajouter que ces eaux, vu leur faible pouvoir de tamponnage, sont très sensibles aux apports anthropiques (Schindler, 1974; Schindler *et al.*, 1974a-b; Kalff *et al.*, 1974).

Une analyse de corrélation des données des eaux des tributaires du lac Saint-Jean indique l'existence d'une relation linéaire significative entre la concentration de calcium dans les eaux et la conductivité du milieu (figure 5.4). La ligne de régression (1) de cette figure démontre clairement que même si la composition géologique relative des bassins des rivières forestières (stations 009, 010, 015, 016, 017, 018, 019) et agricoles du sud est semblable, les processus de lessivage et de solubilisation des sels sont plus intenses dans les rivières agricoles (stations 007, 008, 011, 012). Ceci est dû à la présence de roches sédimentaires calcaires de nature érodable dans ce dernier cas. Dans le cas des rivières agricoles du nord, la ligne de régression (2) démontre que la composition des assises géologiques est différente de celle des rivières du bouclier canadien et des rivières agricoles du sud. En effet, dans les rivières agricoles du nord, le sodium remplace le calcium comme cation dominant dans les eaux (tableau 5.1). La ligne de régression indique toutefois que dans ces derniers bassins, les phénomènes de lessivage et de solubilisation des sels sont relativement les mêmes. Les valeurs de conductivité rapportées, qui reflètent surtout la nature des assises géologiques des bassins (à l'exception de la Petite Décharge et de la Métabetchouane), sont fortement reliées au débit¹ des rivières. L'évolution temporelle de la conductivité démontre des valeurs minimales en mai, pendant la crue de printemps et des valeurs maximales pendant les étiages d'été et d'hiver. De plus, les rivières qui ont de petits bassins agricoles, démontrent des valeurs erratiques en été suite aux périodes de fortes précipitations. Dans le cas des grands bassins du bouclier, les variations de conductivité sont plus régulières, moins influencées qu'elles sont par les précipitations à l'échelle locale ou par les singularités géologiques.

¹ Voir la section 3.2.2 de ce chapitre "Relation concentration-débit dans les tributaires".

Lors de l'échantillonnage intensif qui s'est déroulé pendant l'hiver 1974-1975 à la station centrale du lac, nous avons trouvé des valeurs de conductivité élevées, à la fois, immédiatement sous la couverture de glace (50 mhos cm^{-1}) et très près du fond (60 mhos cm^{-1}). Les valeurs élevées près de la couverture de glace sont attribuables à l'effet de concentration des sels dissous par la cristallisation de la glace alors que le second phénomène peut être dû à une diffusion des sels à partir des sédiments du fond vers les eaux de la couche supérieure; toutefois, le profil vertical de conductivité indique que ce phénomène est très restreint près du fond parce que toutes les valeurs intermédiaires à diverses profondeurs sont très faibles et relativement uniformes.

Un phénomène physique très important ayant trait au mouvement des eaux dans le lac Saint-Jean, a été mis en évidence par une analyse des données de conductivité de la partie nord-ouest du lac (figure 5.5). Dans cette région, il y a des zones délimitées fortement influencées par les rivières Chamouchouane, Ticouapé, Mistassini et Péribonca. Les variations de la conductivité entre les stations du transect Saint-Prime Péribonca sur la rive nord et celles sur la trajectoire du retour en ligne droite entre Péribonca et Saint-Prime démontrent globalement les influences respectives des eaux de la Péribonca aux stations 035, 036, 037, 039, 040, 041 et de la Chamouchouane, de la Ticouapé et de la Mistassini dans la région couverte par les stations 031, 033, 034, 042, 045, 046, 048 et 049. La conductivité constitue donc un paramètre tout indiqué pour traiter ce genre de phénomène.

Même si les images du satellite LANDSAT confirment la situation décrite plus haut, en illustrant le contraste existant entre les eaux turbides¹ et les eaux brunes-claires dans le visible, les résultats des mesures "in situ" turbidité n'ont pas réussi à refléter ce phénomène de façon aussi certaine

¹ On constate, en effet, des corrélations significatives entre certaines valeurs de réflectance obtenues par LANDSAT et la turbidité du milieu aquatique (voir le chapitre VIII).

que les données de conductivité. Les images du satellite LANDSAT ont également attiré notre attention sur une zone de diffusion préférentielle des eaux de la Belle Rivière dans la partie sud-ouest du lac. Nous avons tenté de renforcer ce constat par des mesures de conductivité, mais les résultats obtenus sont insuffisants pour être rapportés.

En résumé, **les résultats de conductivité démontrent que les eaux du lac Saint-Jean sont, en général, très peu minéralisées, donc, caractéristiques des formations peu érodables du bouclier canadien. Toutefois, on constate dans la cuvette l'existence de zones de diffusion préférentielle d'eaux ayant une concentration en sels dissous plus élevée. Ces phénomènes reflètent ainsi l'influence d'une activité humaine plus intense sur certains sous-bassins ou encore la présence de formations géologiques particulières (calcaires, par exemple). Ces comportements et leur signification en termes de productivité biologique feront ultérieurement l'objet d'une discussion plus approfondie.**

2.3 Le pH

Le pH des eaux représente la valeur négative du logarithme (base 10) de l'activité de l'ion d'hydrogène. Durant les premières années de l'étude, nous avons apporté une attention particulière à ce paramètre dans les eaux pélagiques du lac Saint-Jean vu l'influence possible d'une production élevée sur le pH des milieux peu tamponnés (Livingstone, 1963). Les variations du pH peuvent, en effet, affecter la zone photique en raison des changements d'absorbance qui en découlent dans les eaux humiques (figure 5.6). Ainsi, quand le pH devient élevé sous certaines conditions de haute production, il est probable que la zone photique du lac puisse être diminuée agissant ainsi, telle une rétroaction négative, comme un facteur d'amortissement des variations de cette même production. Toutefois, nos observations sur le lac n'ont pas permis de déceler des variations diurnes significatives du pH autour de la valeur moyenne (tableau 5.1) qui amèneraient une réduction appréciable de la zone photique du milieu.

Au cours des années 1974, 1975 et 1976, notre effort a donc porté sur l'étude de la variabilité spatiale du pH et l'évolution temporelle de ce paramètre. Les valeurs moyennes des grandes rivières forestières (tableau 5.1) sont très semblables à celles rapportées ailleurs sur le bouclier canadien (Rawson, 1960; Armstrong et Schindler, 1971; Ostrofsky et Duthie, 1975). Les valeurs de la Chamouchouane semblent légèrement trop élevées si l'on considère les autres caractéristiques physico-chimiques de ses eaux. Les rivières agricoles ont les eaux les plus alcalines (pH élevé) à cause de l'importance des assises de roches calcaires sédimentaires dans leurs bassins.

Pour toutes les rivières, l'évolution temporelle du pH autour de la valeur moyenne annuelle se distingue par des valeurs relativement basses au printemps et à l'automne et par des valeurs plus élevées en été et en hiver. La valeur moyenne du pH du lac semble être systématiquement plus élevée que les valeurs observées dans les rivières du bouclier canadien contrairement aux autres paramètres physico-chimiques, qui ont plutôt tendance à s'en approcher. Les mesures prises en été, au lac Saint-Jean, démontrent que les variations de pH observées ne sont pas suffisamment élevées pour influencer la zone photique; à l'inverse, les processus de production semblent avoir exercé une influence significative sur le pH du milieu. Ainsi, la figure 5.7 rapporte les variations du pH et de la chlorophylle-a en profondeur, à la station centrale du lac Saint-Jean, le 31 juillet 1975. Il semble que la variation du pH soit associée à la biomasse des algues et donc au potentiel de production. Ce phénomène a été observé à d'autres dates, pendant l'été. Les valeurs de pH ont donc tendance à augmenter en relation avec le phénomène de production dans les eaux pélagiques. Par contre, les valeurs de pH nettement plus basses (6.5 - 7.1) dans la partie nord-ouest du lac à l'embouchure des grandes rivières reflètent les eaux nouvellement apportées par celles-ci.

En conclusion, nous constatons que le processus de production autotrophe dans le milieu peut expliquer, du moins en été, les valeurs un peu plus

élevées du pH dans le lac Saint-Jean par comparaison aux eaux des tributaires du bouclier canadien.

2.4 Oxygène dissous

Parmi les paramètres physico-chimiques, l'oxygène dissous est le plus important quant au maintien de la vie de la majorité des populations des écosystèmes aquatiques. La production d'oxygène par les organismes photoautotrophes et sa diffusion dans l'eau à partir de l'atmosphère sont les sources primaires de cet élément. L'oxygène est utilisé pour la respiration des organismes et la minéralisation de la matière organique dans les cycles biotiques du milieu. La dynamique de l'oxygène dans l'eau est donc la résultante de multiples processus: la production, la respiration, le transport et la diffusion physique; elle permet ainsi d'évaluer le métabolisme global de l'écosystème.

Les valeurs moyennes annuelles mesurées dans le lac, dans ses tributaires et dans ses décharges, figurent au tableau 5.1. **Les valeurs les plus faibles sont observées dans les rivières agricoles (Ticouapé, Belle Rivière et Moreau) ainsi que dans la Petite Décharge. Dans les rivières agricoles, ces valeurs reflètent une consommation d'oxygène plus élevée due à la matière organique des sources autochtones et allochtones; dans la Petite Décharge, elles sont la résultante de charges importantes de matière organique rejetées ponctuellement dans le milieu et constituées par les effluents industriels (l'usine de pâtes et papier Price, d'Alma) et urbains (ville d'Alma).**

La variation temporelle de l'oxygène dissous dans les rivières agricoles est plus dynamique que celle des grandes rivières du bouclier. Les grandes rivières ont toujours des teneurs en oxygène dissous atteignant 75 à 100% de saturation tandis que les rivières agricoles, particulièrement la Ticouapé, la Belle Rivière et la Moreau, affichent des valeurs aussi basses

que 50% de saturation vers la fin de l'été alors que la production autotrophe diminue et que les effets de minéralisation se font sentir plus intensément. Il est fort possible que pendant la nuit, la respiration du milieu réduise encore plus considérablement le taux d'oxygène. Nous avons eu l'occasion d'observer une teneur en oxygène nulle (0% de saturation) dans la rivière Bédard (rivière agricole se déversant dans la Petite Décharge); cet épisode s'est produit tôt le matin du 26 juillet 1976.

Quant aux décharges du lac, la Grande Décharge présente toujours des eaux bien oxygénées (70 - 100%). La situation est tout autre pour la Petite Décharge où l'on rencontre des valeurs de saturation inférieures à 25%, à la station 024 (près de l'usine Price) et moins de 50% à la station 004 (en aval de la station 024).

Les eaux pélagiques du lac semblent très bien oxygénées, sans doute à cause de l'action énergique des divers mécanismes de diffusion physique (vagues, turbulences, courants, etc...) et de la prédominance hydrologique des apports bien oxygénés et peu chargés des rivières du bouclier canadien. De toutes les mesures que nous avons faites, la valeur la plus élevée de saturation a été trouvée immédiatement sous le couvert de glace au cours de l'hiver de 1975 pour une teneur de 13 mg.l^{-1} (100% de saturation). La plus basse valeur, 3 mg.l^{-1} , a été mesurée dans la fosse centrale à 67 mètres de profondeur, vers la fin de la saison hivernale de 1975; cette observation est normale puisque, dans de telles conditions, les mécanismes de minéralisation de la matière organique allochtone ou autochtone sont prédominants.

A partir d'une série de mesures faites en hiver et en été, nous avons pu évaluer la consommation en oxygène dans les eaux de l'hypolimnion. Ce calcul a été utilisé par plusieurs auteurs (Hutchinson, 1957) pour établir le niveau trophique des lacs. Le principe est basé sur la consommation totale d'oxygène de la matière organique produite dans le lac pendant la saison estivale. Cette méthode est toutefois susceptible d'introduire des erreurs, en ne tenant pas compte explicitement des apports de matière allochtone, des transferts diffusifs d'oxygène depuis l'épilimnion vers l'hypolimnion, de la

perte de matière autochtone vers l'aval du lac, etc... Cette méthode est donc, par nature, mieux adaptée aux grands lacs présentant une productivité élevée et un temps de séjour relativement long.

Le lac Saint-Jean n'appartient pas complètement à cette catégorie des lacs¹. En **dépit de son comportement physique et à partir de son volume à diverses profondeurs et de sa teneur en oxygène dissous mesurées**, nous avons évalué la consommation dans la zone de l'hypolimnion en hiver ($2.2 \text{ ug cm}^{-2} \text{ mois}^{-1}$) et en été ($1.3 \text{ ug cm}^{-2} \text{ mois}^{-1}$ en août). Mortimer (1957) considère un tel taux de consommation comme indicatif d'un lac oligo-mésotrophe. Il faut noter que le lac Saint-Jean reçoit une grande quantité d'apports en matière organique allochtone qui pourraient être responsables d'une partie de cette consommation d'oxygène. Toutefois, le calcul du bilan de matière organique pour le lac Saint-Jean (voir la section 4.1.3) démontre que, théoriquement, 4% des apports allochtones sont retenus dans le lac; nous considérons ce pourcentage comme non significatif en considérant la précision de notre méthode de calcul.

Cette méthode de calcul de bilan ne tient pas compte de la production et de la minéralisation de la matière organique autochtone dans le lac. La consommation totale de l'oxygène dans les eaux de fond des lacs du bouclier canadien n'est donc pas nécessairement un indice d'une production estivale élevée; en effet, selon Armstrong et Schindler (1971), plusieurs lacs oligotrophes deviennent anaérobiques dans l'hypolimnion vers la fin de l'été si le brassage des eaux n'est pas trop intense ou fréquent. Schindler (1971) a aussi calculé la consommation d'oxygène sous la glace en hiver pour plusieurs

¹ En raison du transfert hydrologique très rapide dans le lac (chapitre III: le temps de séjour moyen est de 3 mois), l'exportation de matière organique autochtone peut être relativement importante, réduisant ainsi d'autant la matière résiduelle dans l'hypolimnion en dehors de la saison de production.

du bouclier canadien. Une analyse des résultats de cet auteur (les unités utilisées par celui-ci ont été transformées pour devenir compatibles avec nos résultats), donne un taux de consommation moyen de $0.6 \text{ ug cm}^{-2} \text{ mois}^{-1}$.

Il ne faut pas conclure pour autant que le lac Saint-Jean soit plus productif que ceux cités par Schindler étant donné que cet auteur a aussi inclus dans sa publication un lac eutrophe dont la consommation d'oxygène se chiffre à $0.53 \text{ ug cm}^{-2} \text{ mois}^{-1}$. En effet, si l'on exprime la consommation par unité de volume, la consommation d'oxygène sous la glace serait de $80 \text{ ug m}^{-3} \text{ j}^{-1}$ pour le lac eutrophe et de 13 à 35 pour la majorité des lacs oligotrophes du bouclier. La valeur du lac Saint-Jean est de 7 à $8 \text{ ug m}^{-3} \text{ j}^{-1}$ (selon la profondeur).

2.5 Le fer

Le fer est un oligo-élément nutritif essentiel aux populations aquatiques. De plus, cet élément joue un rôle important dans les cycles de solubilisation et de précipitation en liaison avec l'activité aérobique ou anaérobique du milieu. Sa forme et sa concentration varient selon le degré d'oxygénation du milieu et peuvent donc refléter les cycles d'oxydation-réduction dans les eaux lacustres.

Le tableau 5.1 présente les valeurs moyennes annuelles observées, pour cet élément, dans les eaux du bassin du lac Saint-Jean. Les plus hautes valeurs rapportées dans les rivières du bouclier canadien (stations 013, 015, 016, 018 et 019) sont plus élevées que celles du lac. Ceci indique qu'une partie des apports de fer dans le milieu sont introduits sous forme de matière fine ou associés à la matière organique colloïdale et sédimentent dans la cuvette.

Par ailleurs, la comparaison entre la concentration du fer dans les eaux, à la décharge du lac (0.2 ppm) et celle des eaux du bouclier ($0.14 - 0.4 \text{ ppm}$) et des rivières agricoles ($0.2 - 1.1 \text{ ppm}$) peut également être interprétée comme un indice d'une telle sédimentation. On procède habituelle-

ment à un calcul de bilan pour évaluer l'importance relative de la rétention par sédimentation, mais les données dont nous disposons sont insuffisantes pour le faire. Toutefois, d'autres indices nous permettent de renforcer notre hypothèse. Ainsi, des concentrations élevées en fer ont été mesurées dans les eaux près du fond (hypolimnion) pendant la période de stratification estivale. En effet, vers la fin de l'été, alors que les eaux de surface à la station 22 présentent des concentrations entre 0.07 et 0.09 ppm de fer, les eaux du fond se situent autour de .35 ppm. Par ailleurs, lors du retournement des eaux au printemps, les valeurs de concentration sont relativement constantes (0.17 ppm) sur toute la colonne d'eau. Cependant, nous avons enregistré, au mois d'août 1974, une valeur de concentration de 0.10 ppm dans les eaux de fond que nous attribuons à un mouvement singulier d'une masse d'eau peu minéralisée dans la fosse du lac pendant cette période ou au début de déstratification¹ automnale.

En comparaison des autres lacs du bouclier canadien, les valeurs moyennes des eaux de surface du lac Saint-Jean (0.07 - 0.17 ppm) sont semblables à celles rapportées (0.05 - 0.1 ppm) par Armstrong et Schindler (1971) pour les lacs du nord-ouest de l'Ontario.

3. LES ELEMENTS MAJEURS DANS LES EAUX DU LAC SAINT-JEAN ET DE SES TRIBUTAIRES

Par rapport aux éléments nutritifs (C, P, N), nous avons classé la silice (SiO_2), le calcium (Ca), le magnésium (Mg), le sodium (Na), le potassium (K) et le chlore (Cl) parmi le groupe dit "des éléments majeurs"; nous avons aussi considéré les sulfates (SO_4) et les bicarbonates (HCO_3) comme des ions majeurs. Bien que ces éléments (majeurs et nutritifs) soient tous essentiels à la vie des organismes, nous les différencions en fonction du niveau d'exigence des organismes à leur égard et de leur abondance dans l'écosystème. Le Mg, le SO_4 , le Ca, etc... sont toujours présents en con-

¹ Voir la section 3: "Dynamique des eaux pélagiques".

centration beaucoup plus élevée que celle requise par les organismes en période de pleine production. En conséquence, leur temps de renouvellement¹ est extrêmement long. Par contre, dans certaines circonstances, la silice, le calcium ou le magnésium peuvent devenir des facteurs limitatifs de la production (Goldman, 1960; Macan, 1961). La compétition accrue qui en découle accélère les taux de renouvellement et un élément majeur peut ainsi être considéré comme un élément nutritif (ex.: la silice dans les eaux pendant la période de pleine croissance des populations de diatomées).

Le tableau 5.1 présente les concentrations moyennes des éléments majeurs pour les années 1974-1975, tandis que le tableau 5.2 rapporte ces résultats exprimés en millimoles par litre (mMol l⁻¹) ou milliéquivalents par litre (méq l⁻¹). Ce dernier tableau ne rapporte que des données filtrées, c'est-à-dire en enlevant de nos résultats les valeurs dues à des anomalies grossières, soit, la contamination des eaux par le sel de déglacage des routes en hiver ou encore, dans le cas de la station 009, la présence dans l'eau des effluents très concentrés rejetés par une usine de pâtes et papier.

3.1 Répartition spatiale des éléments majeurs

3.1.1 La silice

Nous avons apporté une attention particulière à la silice dans les eaux du lac Saint-Jean en considération de l'importance du cycle de cet élément dans les eaux de surface (Tessenow, 1966), la nature oligotrophe des eaux du bouclier canadien et la présence prédominante des diatomées dans les eaux du lac Saint-Jean (Contant, 1976). Les valeurs les plus élevées de la silice pour l'ensemble de notre échantillonnage

¹ Temps moyen requis pour que l'ensemble de cet élément disponible dans l'eau soit cyclé dans la matière vivante de l'écosystème.

se rencontrent dans les eaux de la rivière Ticouapé et les valeurs les moins élevées dans celles de la rivière Péribonca. De plus, on note des concentrations relativement basses aux stations de la décharge du lac (stations 003, 004, 005 et 006) par rapport à la majorité des tributaires de la masse d'eau. Ce fait semble indiquer une perte de silice dans les eaux du lac. Les valeurs moyennes pour les eaux du bouclier canadien (stations 013, 015, 016, 017, 019), c'est-à-dire, 0.073 - 0.110 méq/l, se comparent avec celles rapportées par Armstrong et Schindler (1971), pour les eaux du bouclier canadien dans le nord-ouest de l'Ontario. Par rapport aux autres éléments, les concentrations de silice dans la majorité des rivières agricoles, sauf la Ticouapé et la Moreau dans la partie nord du lac, sont semblables à celles des grandes rivières du bouclier. Nous sommes portés à croire que, pour la plupart des rivières agricoles, la composition chimique des assises géologiques des bassins est semblable en ce qui concerne la silice. De plus, le lessivage est le phénomène primordial de transfert de cet élément vers les cours d'eau. Il est toutefois possible qu'une utilisation et une sédimentation biogéniques plus importantes de cet élément pour certaines d'entre elles, explique leurs plus faibles concentrations¹.

Dans le cas de la Ticouapé ou de la rivière Moreau, la présence, d'une part, de roches cristallines plus désagrégées que dans les grands bassins du bouclier, ou, d'autre part, la présence en plus grande quantité de silice dans les roches métamorphiques (Hem, 1970), peuvent être invoquées comme une explication aux différences relatives de concentrations de la silice dans ces dernières par rapport aux autres tributaires du lac Saint-Jean.

¹ Voir la section 3.2.1: "Dynamique des éléments majeurs, analyse en valeurs absolues".

3.1.2 Le calcium (Ca)

Dans la plupart des eaux, le calcium est le cation principal et il est souvent étroitement lié à la structure des populations (Macan, 1961). On le rencontre dans les roches ignées, mais il est particulièrement concentré dans les roches sédimentaires calcaires. Ainsi, on note des concentrations (ppm) très élevées dans les rivières du sud (tableau 5.1): Belle Rivière (007), Couchepaganiche (008) et Métabetchouane (009). Dans ce dernier cas, nous avons découvert, par un filtrage des données, une anomalie de concentration de calcium très élevée. Donc, la valeur du calcium, corrigée¹ pour cette rivière (tableau 5.2, milliéquivalents), est très semblable aux autres rivières du bouclier.

Les valeurs moyennes annuelles à la décharge du lac semblent être équivalentes à celles calculées pour les apports des rivières du bouclier et elles laissent supposer qu'il n'y a aucune perte significative de cet élément dans la cuvette du lac. Les eaux des grands bassins du bouclier du lac Saint-Jean démontrent des valeurs de calcium de 0.08 à 0.29 mēq/l très semblables à celles rapportées par Schindler (1972), pour les eaux au nord-ouest de l'Ontario (0.03 à 0.18 mēq/l), par Jones (1972), au réservoir Manicouagan (0.12 mēq/l), par Ostrofsky (1974) à la baie James, (0.05 mēq/l) et par Ostrofsky et Duthie (1975) pour les eaux du Labrador (0.05 - 0.17 mēq/l). Les rivières agricoles du sud démontrent des valeurs de calcium de 0.66 - 1.85 mēq/l. A l'aide des valeurs rapportées par Otsuki et Wetzel (1974) pour les eaux de surface d'une région de roches calcaires au Michigan, nous pouvons considérer ces rivières du sud comme typiquement calcaires et relativement peu chargées. Par ailleurs, les concentrations de Ca en été et les valeurs de pH dans ces eaux n'atteignent pas des niveaux susceptibles de causer

¹ Comme on le sait, le tableau 5.2 reprend les données de 5.1 filtrées pour enlever les anomalies et transformées en mēq/l.

une précipitation du carbonate de calcium (Hem, 1970). Les concentrations en calcium de eaux des rivières agricoles du nord (tableaux 5.1 et 5.2) sont plus proches de celles des rivières du bouclier que de celles des rivières agricoles du sud. Ceci est tout à fait explicable par l'absence de roches calcaires, du type de celles qui sont présentes dans les bassins agricoles du sud.

3.1.3 Le magnésium (Mg)

Le magnésium dont le comportement est souvent associé à celui du calcium dans les eaux de surface, se retrouve en concentration élevée dans les rivières agricoles du nord et du sud. Il est intéressant toutefois de noter (tableau 5.3) que les rapports de Ca/Mg, dans les rivières agricoles du nord (stations 019, 020, 021 et 023) sont très proches de ceux des rivières du bouclier canadien (stations 013, 016, 017 et 019). Par contre, ce rapport Ca/Mg est beaucoup plus élevé dans les rivières agricoles du sud. Ceci nous amène, à partir des constatations sur les concentrations relatives de la silice dans toutes les rivières, à penser que l'origine de la silice, du calcium et du magnésium, dans les bassins agricoles du nord, est surtout due au lessivage des assises géologiques dont la composition chimique est semblable à celles du bouclier canadien. Toutefois, la nature physique (métamorphique, roches désagrégées, etc...) des assises géologiques dans les bassins agricoles du nord permet une meilleure solubilisation de ces éléments. La concentration plus élevée en calcium dans les rivières agricoles du sud et la valeur plus élevée du rapport Ca/Mg dans les eaux de ces dernières sont dues au lessivage et à l'érosion des roches calcaires, qui pendant la période de leur formation, ont favorisé l'incorporation de calcium par rapport au magnésium.

3.1.4 Le sodium et chlore (Na et Cl)

Le sodium est un ion majeur dit "conservatif". Vu le peu d'incorporation de cet élément par les organismes et son abondance dans l'eau, celui-ci est utilisé (avec le chlore) dans les études limnologiques

pour analyser le transport d'autres substances dans le milieu et les bilans hydrologiques. Les eaux très peu minéralisées des grands tributaires du bouclier ont des concentrations en sodium de 0.03 à 0.08 méq/l. Schindler (1972), Jones (1972) et Ostrofsky (1974) ont rapporté des valeurs semblables de .022 à .079 méq/l., .026 méq/l et .044 à .075 méq/l., respectivement pour les eaux de surface du bouclier canadien. Les tableaux 5.1 et 5.2 démontrent très clairement les valeurs de sodium élevées observées dans les rivières agricoles du nord. L'origine de ces concentrations élevées est le lessivage des dépôts d'argile marine recouvrant le pourtour de la rive nord du lac près de l'embouchure de ces rivières.

Le chlore dans les eaux du lac Saint-Jean est très lié au cation sodium. Les valeurs élevées de cet élément dans les rivières agricoles du nord s'expliquent donc de la même manière, soit par la présence de dépôts d'argile marine dans cette région.

3.1.5 Le potassium (K)

Le potassium en solution a un comportement chimique très similaire à celui du sodium. Toutefois, l'utilisation biologique de cet élément diffère de celle du sodium; dans un milieu eutrophe, la présence intracellulaire de potassium peut même diminuer sensiblement sa présence sous la forme dissoute extracellulaire pendant les périodes de production élevée (Barrett, 1957). Dans les eaux du lac Saint-Jean, nous n'avons pas décelé ce phénomène, la répartition du potassium dans ces eaux étant surtout liée aux phénomènes physiques. Toutefois, nous avons remarqué une concentration plus élevée au printemps (ex.: Ticouapé) originant possiblement des détritiques du lessivage du sol. Quant à la concentration de cet élément dans les eaux du lac Saint-Jean, elle se maintient entre 1/5 et 1/8 de la concentration du sodium ce qui, selon Hem (1970), est considéré comme normal.

3.1.6 Le sulfate (SO_4)

Nous avons étudié la répartition spatiale et l'évolution de l'anion sulfate en fonction de la présence d'effluents de l'industrie de pâte et papier dans la région du lac Saint-Jean (Alma, Dolbeau et Desbiens). Ainsi, nous avons observé (tableau 5.2) des valeurs de concentration très élevées dans la Petite Décharge à Alma en aval de l'usine Price (stations 004 et 024). De même, et bien que l'anion sulfate soit celui des ions majeurs dont les concentrations varient le moins (.05 - .08 méq/l.) dans les tributaires du bouclier canadien alimentant le lac Saint-Jean, un différentiel de concentration de cet ion a été mis en évidence sur la Mistassini en amont et en aval de Dolbeau (stations 016, 017 et 015). Enfin, la concentration moyenne annuelle de la Métabetchouane à Desbiens (station 009) affiche la même valeur que la Mistassini en aval de Dolbeau. Elle est donc aussi plus élevée que celle des rivières du bouclier canadien (Chamouchouane, 0.13; Mistassini, 016; Mistassibi, 017 et Péribonca, 019). Toutefois, on ne peut conclure définitivement à cette étape-ci que la rivière Métabetchouane soit affectée par une source ponctuelle de SO_4 vu le fait que les eaux de la rivière adjacente (Ouiatchouane, station 010) ont la même concentration en sulfates. Dans les écosystèmes, l'anion SO_4 fait partie intégrante du cycle du soufre. Cet anion est toujours très abondant et, par conséquent, ne reflète pas de façon sensible les cycles biogéniques. Ainsi, la concentration en sulfates dans les eaux pourrait refléter davantage les processus physiques de lessivage et les processus physico-chimiques de l'oxydation de la pyrite dans les assises géologiques du bassin que les activités biologiques.

3.1.7 Le bicarbonate (HCO_3)

On classe généralement l'ion bicarbonate (HCO_3) comme un ion majeur en dépit du fait qu'il soit une source de carbone pour les processus photo-autotrophes dans les eaux, ceci, en raison de l'abondance¹ de

¹ Toutefois, Schindler **et al.** (1972) ont discuté un cas d'une carence en carbone dans des eaux peu minéralisées, pendant la période de production maximale.

cette matière sous forme dissoute par rapport aux exigences des organismes autotrophes. Les concentrations de bicarbonates sont calculées à partir des valeurs de carbone inorganique dans les eaux. Dans les rivières du bouclier canadien, celles-ci étaient souvent proches de la limite de détection (1 ppm de carbone inorganique en 1974-1975). Les valeurs de ces eaux (tableaux 5.1 et 5.2) se chiffrent à 0.08 à 0.18 méq/l et sont comparables à celles rapportées par Armstrong et Schindler (1971). Les valeurs pour les rivières agricoles sont beaucoup plus élevées et varient proportionnellement à la concentration en calcium. La valeur moyenne maximale rencontrée est celle de la rivière Couchepaganiche (station 008: 1.70 méq/l).

3.1.8 L'équilibre ionique

Afin, d'une part, de vérifier nos méthodes d'analyse et, d'autre part, de nous assurer que nous avons tenu compte de tous les ions majeurs dissous dans les eaux (ex.: pollution, présence de Fe, etc...), nous avons mis en relation¹ (régression) la concentration totale cumulée des cations et celle des anions (tableau 5.2) pour toutes les stations de l'échantillonnage (figure 5.8). La ligne de régression qui en résulte démontre que, pour les rivières agricoles et les stations de la Petite Décharge présentant une conductivité élevée, les valeurs des anions sont sous-évaluées de 15 à 20% de la valeur théorique. Dans le cas des eaux du bouclier, les valeurs observées sont regroupées autour de la ligne de régression théorique. Armstrong et Schindler (1971) ont discuté de l'application de cette méthode aux eaux du bouclier canadien; dans leur cas, la sous-évaluation des anions représentait 20% de la valeur théorique totale. Pour expliquer le décalage, ces auteurs ont souligné que les données de bicarbonates sont toujours incertaines dans ces eaux. De plus, la variation temporelle des ions d'hydrogène,

¹ Normalement, cette mise en relation sous forme de rapport donne comme résultat une valeur proche de l'unité, soit l'équilibre ionique théorique.

d'ammoniac, etc... peut induire des erreurs dans le calcul de l'équilibre ionique. D'autres auteurs (Reuter et Perdue, 1971) soulignent que l'association entre la matière humique et les cations ne permet pas à l'équilibre ionique des éléments majeurs d'atteindre le chiffre de l'unité (1.0). Dans le cas des rivières agricoles, les concentrations de nitrate, de fluor, etc... pendant certaines périodes peuvent aussi être invoquées pour expliquer le non-équilibre anion-cation dans ces eaux.

3.1.9 Corrélations physico-chimiques

Nous avons également calculé des coefficients de corrélation linéaire entre diverses composantes de la physico-chimie des eaux. Dans le cas des rivières du bouclier, il faut noter des corrélations significatives entre la concentration de calcium et la conductivité, la concentration de magnésium et la conductivité, la concentration de magnésium et celle du calcium, et la concentration de sodium et celle du chlore. Ces observations sont aussi évidentes dans le cas des rivières agricoles sauf pour la rivière à l'Ours et la rivière Moreau. Par contre, certaines rivières agricoles démontrent une corrélation significative entre, d'une part, la concentration du chlore et celle du potassium (Belle Rivière, A l'Ours, Ticouapé, Mistouc) et, d'autre part, la concentration du calcium et celle du potassium (Couchepaganiche, A l'Ours, Ticouapé, Mistouc, des Chicots). Ces dernières corrélations ne se manifestent pas de façon significative dans la majorité des rivières du bouclier canadien. Enfin, toutes les rivières du bouclier canadien démontrent une corrélation entre la concentration du calcium et celle de la silice sauf les rivières Métabetchouane (009) et Mistassini (station 015 en aval de Dolbeau). Les rivières agricoles démontrent la même corrélation sauf les eaux de la Belle Rivière et de la Couchepaganiche. Vu la complexité des interrelations entre la biophysique du bassin et les eaux du ruissellement, il est difficile, et parfois inutile, d'essayer d'expliquer ces corrélations par un ou deux facteurs seulement. Après une étude de la littérature de la biophysique des bassins

et des corrélations citées plus haut, nous concluons que la composition physico-chimique des eaux des grands bassins reflète les processus du lessivage "naturel" des assises géologiques et de la couverture forestière. Les eaux de la Mistassini et de la Métabetchouane diffèrent quant à la corrélation existant entre les concentrations des éléments calcium et silice qui indiquent une perturbation de ces milieux dans le cas du calcium. Dans les rivières agricoles, l'hétérogénéité des bassins du sud, le régime hydrologique et les pratiques agricoles peuvent être des facteurs d'influence importants des relations observées.

Toutes les concentrations des éléments à la station centrale 022 (eaux pélagiques) du lac Saint-Jean (tableau 5.1 et 5.2) reflètent principalement les apports hydrologiques du bouclier canadien. Toutefois, nous n'y avons décelé aucune corrélation significative, entre les concentrations de divers éléments, telles que celles mentionnées plus haut pour les eaux des tributaires. Mais, le peu de données disponibles dans les eaux lacustres, en comparaison de celles obtenues sur les tributaires et de la décharge du lac, n'était pas suffisant pour mettre en évidence des rapports significatifs entre les paramètres mesurés.

3.2 Dynamique des éléments majeurs

3.2.1 Analyse en valeurs absolues

Les figures 5.9 et 5.10 illustrent l'évolution annuelle de la concentration du calcium et de la silice respectivement, dans quatre tributaires du lac Saint-Jean. Sauf pour la silice, les concentrations absolues des éléments majeurs démontrent globalement la même évolution temporelle. Ainsi, dans le cas du calcium, dans la Belle Rivière et la Chamouchouane (figure 5.9), on constate deux maxima dus aux étiages d'été et d'hiver. Les exemples sont nombreux à cet égard.

Pour une raison qui reste à établir, le maximum hivernal de calcium dans la rivière Ticouapé n'a pas été observé bien que le maximum estival se soit bien manifesté. Si les données sont exactes, il est possible, qu'en hiver, la rivière Ticouapé soit alimentée par une nappe souterraine pauvre en calcium en comparaison de la silice laquelle est exceptionnellement élevée à cette période de l'année.

La silice (figure 5.10) se distingue du calcium par le fait qu'on y constate peu ou pas de maximum estival à l'époque des étiages. Dans le cas de la Belle Rivière, c'est même l'inverse qu'on y observe. Cette observation suggère qu'en été, lorsque le débit est faible, il y a soit utilisation biogénique de silice, soit précipitation de matière colloïdale au fond. Toutefois, le phénomène ne semble pas réduire la concentration de silice de façon trop appréciable. Par ailleurs, l'étiage d'hiver semble favoriser, dans toutes les rivières sauf pour la Péribonca, une concentration accrue de la silice pour produire, en cette saison, un maximum particulièrement évident. Ainsi, dans le cas de la silice, les rivières démontrent le même comportement que celui du calcium sauf que le niveau maximum attendu pour la période estivale est atténué, et dans le cas de la Belle Rivière, il semble être diminué (figure 5.8).

L'évolution temporelle du calcium et de la silice dans la rivière Péribonca est beaucoup moins variable que dans les autres rivières (ex.: Chamouchouane). La Péribonca est régularisée par une série de barrages; l'emmagasinement des crues et la régularisation des débits par l'opération des réservoirs aux fins hydro-électriques ont tendance à homogénéiser les concentrations des diverses eaux diminuant ainsi les écarts. Les concentrations des éléments majeurs à l'aval reflètent donc davantage le long séjour des eaux dans les grands réservoirs que l'évolution temporelle des eaux de ruissellement. Cette hypothèse peut également expliquer en partie les concentrations absolues relativement basses des ions majeurs vers l'embouchure de la Péribonca. Il est possible, en effet, que le long séjour des eaux dans certains bassins

favorise la précipitation et la co-précipitation de la matière inorganique et organique colloïdale, réduisant ainsi la teneur de certains éléments majeurs (silice, particulièrement) dans ces eaux.

L'évolution temporelle des autres éléments majeurs, sauf le potassium et les sulfates, ressemble globalement à celle du calcium. Le potassium atteint un niveau élevé vers mars et avril et les sulfates atteignent souvent des valeurs élevées en automne. Pendant cette dernière saison, les concentrations des autres éléments majeurs sont relativement basses à cause de l'effet de dilution des débits d'automne.

Les concentrations supérieures des éléments en hiver, vu les étiages plus sévères que ceux de l'été, et la présence à l'embouchure des rivières d'une épaisse couverture de glace les protégeant du vent, vont créer à la fin de l'hiver autour du lac Saint-Jean, des zones très hétérogènes en éléments majeurs en comparaison du reste de l'année. L'impact de certains apports anthropiques dans ces eaux sera alors à son maximum surtout si l'on considère que la température des eaux à cette époque approche le point de congélation, constituant ainsi un milieu très sensible aux substances toxiques.

3.2.2 Relations concentration-débit

La concentration en calcium $[Ca]$ des rivières Mistassini et Chamouchouane se conforme bien au comportement théorique décrit par le modèle simple de dilution des rivières présenté par Hem (1970). La figure 5.11 illustre la relation entre le logarithme de $[Ca]$ et le logarithme du débit (Q) pour ces rivières. Etant donné l'homogénéité des assises géologiques des bassins, l'origine géologique du calcium, le peu de perturbations anthropiques de ces rivières, et l'absence de régularisation hydrologique (emmagasinement aux fins hydro-électriques), la qualité de la représentation par le modèle de dilution est tout à fait compréhensible. Quant aux autres éléments majeurs, la qualité de cette représentation est variable en fonction de l'élément traité ou du cours d'eau considéré.

3.2.3 Analyse en valeur relative et classification des tributaires

Pour en arriver, d'une part, à mieux classer les tributaires et, d'autre part, à mettre en évidence les perturbations du milieu causées par les apports anthropiques, nous avons utilisé la méthode des rapports d'ions qui constitue, en fait, un mode de représentation en valeurs relatives (tableau 5.3). Cette méthode est brièvement discutée par Hem (1970), qui rapporte les travaux de Konzewitsch (1967). L'application du concept de la variation spatiale et temporelle du rapport des ions majeurs fait souvent apparaître des écarts dus aux phénomènes de lessivage, à la géologie du milieu, et aux activités humaines, etc... De plus, la mise en relation de deux rapports d'ions peut conduire à un regroupement des eaux qui s'avère utile pour une évaluation de leur sensibilité à divers apports. Nous avons choisi d'étudier les rapports entre les ions Ca, Na, Si, SO_4 et Cl parce que ceux-ci sont associés à la géologie ainsi qu'à plusieurs activités humaines. Il faut toutefois noter, qu'à l'instar de certains éléments dits "nutritifs" (P,N), les cycles biologiques peuvent influencer la quantité de silice dans les eaux mais à un moindre degré cependant.

Chacune de figures 5.12 (Ca:Na v Ca:Si), 5.13 (Ca:Na v Ca:SO₄) et 5.14 (Ca:Na v Na:Cl) illustre un regroupement des stations. En dépit d'une certaine part de subjectivité dans le choix de regroupement des stations, on remarque qu'à la figure 5.12, le groupe A englobe les rivières du bouclier canadien, le lac Saint-Jean et la Grande Décharge. Le groupe B regroupe les rivières Métabetchouane (009), Ouatouchouane (010), A l'Ours (012) et Ouatouchouaniche (011) de la même région au sud du lac. Le groupe C est représenté par les rivières adjacentes, soit la Belle Rivière (007) et la Couchepaganiche (008). Le groupe D est celui des rivières agricoles du nord tandis que les stations de la Petite Décharge sont associées dans le groupe E.

Dans la figure 5.13, la rivière Métabetchouane se détache du groupe des rivières du sud pour adopter un comportement distinct (groupe D).

La Belle Rivière, la Couchepaganiche, la Ouitchouaniche et la rivière A l'Ours se retrouvent dans le groupe B. La même figure indique que la rivière Ouiatchouane appartient au groupe du bouclier canadien (A). Il en ressort que, si on la compare à ces dernières, la Métabetchouane est une rivière riche en calcium. De plus, elle diffère par rapport à la rivière voisine, la Ouiatchouaniche (011) sur le plan géologique. Le groupe C représente les rivières agricoles du nord tandis que le groupe E englobe les stations de la Petite Décharge. A l'intérieur de ce dernier groupe, il y a une progression en ligne droite de la station 024 vers la station 005, cette dernière se rapprochant du groupe A, soit les eaux des grands bassins du bouclier. Vu la dynamique du sodium dans ce milieu, cette variation progressive, entre les stations de la Petite Décharge, se manifeste d'une façon beaucoup plus évidente à la figure 5.14 (Ca:Na ν Na:Cl). Cette dynamique représente l'éloignement progressif depuis la station située à proximité d'une source ponctuelle sur la Petite Décharge, soit l'usine Price (024) jusqu'à la station 005, située en aval de la ville d'Alma, en passant par les stations intermédiaires 025 et 004. Sur cette dernière figure, la rivière Métabetchouane est regroupée avec les rivières agricoles du sud.

Ainsi, les figures 5.12, 5.13 et 5.14 démontrent que les rivières se regroupent globalement par régions géologiques auxquelles leurs bassins respectifs appartiennent. Ceci démontre l'importance primordiale de la géologie du bassin dans la composition chimique des eaux. Toutefois, la forme du groupe de la Petite Décharge et le changement de classe de la rivière Métabetchouane (009) indiquent des perturbations à ces milieux.

A partir des valeurs moyennes mensuelles, nous avons calculé (tableau 5.4) les rapports des ions majeurs pour approximativement les mois du printemps (mai-juin), de l'été (juillet-août-septembre) et de l'hiver (octobre-avril). La figure 5.15 démontre l'évolution saisonnière du rapport Ca:Na tandis que la figure 5.16 démontre l'évolution saisonnière du rapport Ca:Si.

Les valeurs élevées du rapport Ca:Na rapportées au printemps pour les rivières agricoles Belle Rivière (007) et Couchepaganiche (008), sont dues à l'érosion des roches sédimentaires des basses-terres riches en calcium. Pendant la saison estivale, le rapport Ca:Na diminue à l'embouchure des rivières vu que, dans la partie du bassin située sur les basses-terres, le ruissellement est relativement plus faible et le taux d'évapotranspiration est relativement plus élevé que dans la partie du bassin située sur le bouclier. En hiver, par contre, le rapport Ca:Na s'élève dans les rivières agricoles étant donné l'importance relative accrue des eaux de ruissellement des basses-terres par rapport aux eaux de ruissellement du bouclier.

Le rapport Ca:Na dans les eaux du bouclier canadien se comporte globalement de façon contraire à celui des eaux des rivières agricoles. Ainsi, en été, par rapport aux moyennes annuelles, le lessivage du calcium est plus important que le lessivage du sodium. Au printemps et en hiver, le rapport Ca:Na diminue ce qui indique un lessivage accru de sodium par rapport au calcium. Une explication possible à ce phénomène est fournie par Barica et Armstrong (1971) qui ont évalué le lessivage relatif du calcium et du sodium, à partir de la couverture de la glace et de la neige sur les lacs et les rivières pendant la saison hivernale. Dans certaines conditions telles que la présence de matière organique, le lessivage du sodium est favorisé par rapport à celui du calcium.

La figure 5.15 démontre que le rapport Ca:Na de la Métabetchouane (009) se comporte différemment des autres rivières. Ainsi, lors des crues du printemps, cette rivière se comporte comme les autres rivières du bouclier canadien. À mesure que les saisons se succèdent (été-hiver), le rapport Ca:Na augmente sensiblement pour atteindre une valeur maximale en hiver. Nous considérons que le comportement du paramètre Ca:Na dans cette rivière reflète une perturbation anthropique constante de ses eaux. Cette perturbation devient de plus en plus évidente avec la diminution des débits. La figure 5.16 du rapport Ca:Si démontre le même phénomène dans le cas de la rivière Métabetchouane.

Sur cette figure, le rapport Ca:Si (valeurs minimales d'été) ne se comporte pas de la même façon pour la Belle Rivière et la Couchepaganiche. Comme nous l'avons déjà souligné¹, une diminution de la concentration absolue de silice apparaît dans la Belle Rivière en été; ceci, par conséquent, augmente la valeur de Ca:Si et il en résulte que l'évolution de ce paramètre diffère de celle de la rivière Couchepaganiche.

Pour conclure, nous croyons que ce mode de représentation de l'évolution temporelle des ions majeurs (ex.: Ca:Na et Ca:Si) est valable, non seulement pour formuler des hypothèses sur les facteurs de contrôle de la composition chimique des eaux mais également pour démontrer clairement les perturbations du milieu.

3.2.4 Dynamique des eaux pélagiques²

En ce qui concerne les concentrations des éléments majeurs dans les eaux pélagiques du lac Saint-Jean (station 022), nous avons tenté d'en extraire des hypothèses quant à la dynamique des eaux de la cuvette. A cette fin, nous avons retenu les données de la silice et du calcium dont l'évolution, en fonction du temps et de la profondeur (isoplèthes), est illustrée aux figures 5.17 et 5.18 respectivement.

¹ Voir la section 3.2.1: "Dynamique des éléments nutritifs: analyse en valeurs absolues".

² **Note de l'auteur du chapitre IV:** Les données sur les éléments majeurs n'étant pas disponibles pendant la rédaction du chapitre IV, plus d'un an avant ce présent chapitre, les hypothèses émises quant au mélange des eaux avaient donc un caractère plus spéculatif à cette époque. A la lumière des résultats chimiques, le scénario "hétérogénéité variable persistante - homogénéisation graduelle" est apparu vraisemblable bien que n'ayant pas été évoqué au chapitre IV. En conséquence l'interprétation des résultats et la rédaction de la section 3.2.4, "Dynamique des eaux pélagiques", s'est effectuée conjointement par H.G. Jones et M. Leclerc.

Quelques phénomènes majeurs ont été mis en évidence pendant la période d'échantillonnage 1974-1975:

- l'apparition graduelle au centre du lac d'eaux peu minéralisées au cours de l'été (à partir de la crue de printemps) doublée d'une chemostratification;
- une déstratification chimique des eaux à la fin d'août accompagnée d'une diminution de la concentration en silice et en calcium au niveau des valeurs des eaux peu minéralisées de printemps;
- l'augmentation graduelle au cours et jusqu'à la fin de l'hiver des concentrations des éléments majeurs.

Le premier phénomène, lequel se produit en continuité avec le troisième, est sans doute la conséquence du passage graduel d'un état d'hétérogénéité marquée des eaux du lac vers un état de plus en plus mais non complètement homogène (mais plus dilué). Cet état d'hétérogénéité représente la coexistence simultanée dans le lac des eaux hivernales plus concentrées et des eaux de printemps plus diluées lesquelles sont emmagasinées¹ massivement pour des fins hydro-électriques. Le temps de

¹ Selon Tremblay (1971), qui a analysé le niveau du lac Saint-Jean sur une période de 20 ans (1942-1961), le niveau des eaux du lac atteint son maximum en juin. L'intervalle de niveau de la zone de marnage estival (jusqu'à octobre) est de deux pieds. Pendant l'hiver, l'exploitation de la centrale hydro-électrique à l'Isle-Maligne a pour effet de faire baisser le niveau hydrostatique jusqu'à 10-11 pieds au-dessous de la valeur moyenne du niveau maximal du printemps. En conséquence, il en résulte un stockage des eaux de fonte printanière dans le lac qui accroît le temps de séjour par rapport à ce qu'il aurait été en régime hydrologique naturel non-influencé. Par ailleurs, le rapport débit maximal de juin : débit minimal de mars pour la décharge du lac est de 2.8:1 tandis que le même rapport global pour les grandes rivières du bouclier dont nous connaissons les débits Chamouchouane (013), Péribonca (019), Mistassini (016) et Mistassibi (017) est de 5.2:1 (corrigé pour la régularisation de la Péribonca et les débits absolus de chaque bassin).

séjour moyen pour la période de printemps se situe autour de un mois (chapitre IV) selon la méthode de calcul basée sur les débits apportés laquelle présuppose une évacuation correspondante en valeur. Tel n'est pas le cas en raison des opérations d'emménagement lesquels ont pour effet d'accroître le temps de séjour et de rendre ainsi vraisemblable la persistance dans le lac des eaux d'hiver plus concentrées.

Le deuxième phénomène soulève chez-nous des questions demeurées sans réponse vraiment satisfaisante. On constate, en effet, une déstratification chimique massive accompagnée d'une diminution de la concentration du calcium et de la silice. La déstratification pourrait toujours s'expliquer par le phénomène physique correspondant (voir la thermique au chapitre IV), soit le brassage automnal, bien que l'occurrence du phénomène chimique semble précéder quelque peu la physique. Toutefois, à la fin de l'été, le volume de l'épilimnion représente approximativement 80% et plus du volume total, ce qui favorise le mélange vertical.

L'aspect diminution de la concentration du deuxième phénomène demeure plus difficile à expliquer; l'hypothèse d'une utilisation biogénique de silice suivie de sédimentation est peu réaliste étant donné la diminution correspondante de calcium. Selon toute vraisemblance, le phénomène serait d'origine physique et les eaux présentes au moment de l'échantillonnage à la station 022 proviendrait alors, soit d'une poche discrète d'eaux printanières ayant survécu aux processus d'homogénéisation d'été, ou encore d'un courant discret lui aussi issu d'un cours d'eau majeur régularisé (Péribonca, par exemple). Ainsi, quelle que soit l'interprétation retenue, nous devons admettre comme hypothèse plausible la possibilité du maintien d'un degré important d'hétérogénéité pour des périodes dépassant plusieurs semaines (phénomène 1) et à des distances à l'échelle du lac plutôt qu'uniquement au littoral tel qu'évoqué au chapitre IV.

Quant au troisième phénomène constitué par l'accroissement graduel des concentrations à mesure que progresse l'hiver, il semble tout à

fait logique étant donné l'effet de concentration des ions majeurs produit par l'alimentation souterraine des étiages d'hiver. Par ailleurs, on sait (chapitre IV: renouvellement des eaux) que le volume total des apports hivernaux (décembre - avril incl.) atteint en moyenne 110% du volume moyen du lac pendant l'année. Le phénomène de renouvellement se produit donc à une échelle tout à fait suffisante pour expliquer le troisième phénomène.

Des interrogations demeurent cependant dans l'analyse globale des figures 5.17 et 5.18. La déstratification chimique attendue lors du retournement printanier de eaux n'a pas été observée. Cette absence du phénomène peut s'expliquer de deux façons. Celui-ci peut s'être effectivement produit et ne pas avoir été mesuré étant donné la faible fréquence d'échantillonnage dans les conditions limnologiques difficiles du printemps. Ou encore, le phénomène ne s'est pas produit ce qui nous semble peu plausible mais vraisemblable. Dans le premier cas, nous faisons face à un problème typiquement méthodologique (fréquence d'échantillonnage et validité du mode de représentation par isoplèthes); dans le deuxième cas, nous devons envisager l'hypothèse que le début de stratification thermique précède le délai nécessaire à l'homogénéisation verticale des eaux, ce qui aurait pour effet le maintien d'une stratification chimique.

Outre ces phénomènes majeurs dont nous venons de discuter, on a pu identifier d'autres facteurs responsables de certains aspects plus spécifiques de l'évolution des éléments chimiques constatée dans le lac. Ainsi, vers la fin de l'hiver, on observe que la concentration des éléments majeurs est élevée juste sous la couverture de glace; ce phénomène, dû à l'exclusion des éléments de la glace pendant le processus de cristallisation, a été traité ailleurs (Jones, 1978). Par ailleurs, en hiver, les éléments majeurs démontrent parfois des comportements contradictoires; ainsi, par exemple, les valeurs de $[\text{SiO}_2]$ $[\text{Ca}]$ $[\text{Cl}]$ et $[\text{K}]$ augmentent dans les eaux à proximité du fond, probablement à cause d'une diffusion de ces éléments des sédiments vers les eaux

au-dessus, tandis que le SO_4 diminue en raison possible de l'utilisation de cet ion par les bactéries.

3.3 Bilan des éléments majeurs

Le projet d'étude des bilans des éléments majeurs¹ a été développé, en premier lieu, pour connaître l'aptitude du lac Saint-Jean à piéger des éléments associés à la production du milieu (Cp, N, Si). De plus, nous avons voulu déterminer le bilan des éléments moins liés à la production (Ca, Na, K, Mg) pour vérifier si les apports de surface dans le lac n'étaient pas accompagnés d'apports importants provenant des nappes phréatiques.

Pour la silice et tous les cations majeurs, nous avons calculé le bilan du lac à partir d'une compilation systématique de tous les apports des tributaires et des exportations aux décharges du lac. En ce qui concerne les apports dans la cuvette, le tableau 5.5 démontre le pourcentage de contribution des divers éléments à la masse d'eau lacustre par les grandes rivières forestières du bouclier canadien et par les rivières des bassins agricoles. Pour la silice, les grandes rivières forestières fournissent la presque totalité (96%) de cet élément. Dans le cas des autres éléments (Ca, Mg, K et Na), les rivières agricoles apportent dans le milieu une contribution plus importante que celle de la silice.

Le tableau 5.6 démontre les bilans mensuels pour les éléments majeurs. Le stockage de l'eau dans la cuvette pendant les mois de mai et juin se reflète par des gains importants dans le lac pour tous les éléments. Les pertes se produisent donc pendant l'hiver. Le bilan annuel (tableau 5.7) nous permet de constater une rétention nette significative de la silice (31% de la charge totale annuelle). Pour les autres éléments, notre méthodologie ne nous permet pas de mesurer des écarts significatifs au bilan et ainsi de conclure à une rétention.

¹ Ce projet a été réalisé simultanément avec celui des éléments nutritifs dont il sera question à la section 4.

La rétention nette de la silice de préférence aux autres éléments se constate également dans les rapports Ca:Si (tableau 5.3). La valeur moyenne annuelle à la principale décharge du lac (station 006) est de 1.97 comparée à une valeur moyenne de 1.46 pour toutes les rivières du bouclier canadien (moyenne de 1.95, à la station 0.13; 1.43 [016]; 1.26 [017]; 1.54 [018]; 1.10 [019]) compilée en tenant compte de leur débit respectif. En admettant, comme nous le verrons un peu plus loin, que la rétention du calcium soit négligeable, la partie retenue par le lac du bilan de la silice se chiffre donc à 25% de la charge totale annuelle transitée. Ce chiffre est ramené à 17% si nous appliquons au calcul une correction pour les apports en calcium des rivières agricoles (tableau 5.5). La valeur moyenne annuelle du rapport Ca:Na à la sortie du lac (station 006, tableau 5.3) est de 2.83; la valeur moyenne annuelle calculée à partir des apports des rivières du bouclier et des rivières agricoles se chiffre à 2.8. Ceci indique que l'écart entre la perte de calcium et celle du sodium est négligeable. Or, étant donné la nature conservatrice de l'ion de sodium, tout nous laisse croire que la perte de calcium dans le lac est négligeable ainsi que nous l'avions admis pour le calcul du bilan de la silice. Nous rappelons cependant, au lecteur, que ces résultats valent pour les deux années de l'étude.

Par ailleurs, en examinant l'évolution temporelle des éléments majeurs, nous pouvons préciser la période préférentielle pendant laquelle s'effectuent les pertes. Ainsi, en considérant le régime évolutif du lac (tableau 5.4), on voit que, pendant l'hiver, le rapport Ca:Si à la décharge du lac (station 006) est de 1.86. Si l'on considère que ces eaux sont en majeure partie parvenues au lac, au printemps précédent lorsque le rapport Ca:Si était de 1.20 (moyenne de 1.77 à la station 013); 1.02 (016); 1.46 (017); 0.98 (019)) corrigé en tenant compte des débits respectifs des rivières, la perte de silice dans le lac durant la période estivale se chiffre à 33% ou 25% si l'on fait la correction pour le pourcentage des apports de calcium des rivières agricoles. Par contre, la valeur Ca:Na pour la décharge en hiver est de 3.32 (station 006; tableau 5.4). La valeur calculée pour tous les apports du bouclier au printemps corrigée pour les apports des rivières

agricoles, est de 3.11. La comparaison de ces deux valeurs démontre donc très peu de changement entre les apports et la décharge du lac.

Ainsi, à partir d'une étude des rapports des éléments majeurs, et en faisant l'hypothèse de la non-rétention de certains éléments (Ca^{++} et Na^+), la rétention de silice dans le lac se situe entre 17% et 25% de la charge totale annuelle. Les raisons de cette rétention de la silice sont l'utilisation et la précipitation subséquente par les diatomées ou plus encore la précipitation de la matière très fine ou colloïdale dans les eaux plus calmes du lac.

Les études sur le bilan des éléments majeurs dans les eaux du bouclier canadien sont peu nombreuses. Une analyse des données recueillies par Armstrong et Schindler (1971), pendant une période de deux ans sur le lac 239, au nord-ouest de l'Ontario, semble confirmer la faible rétention, par les lacs oligotrophes du bouclier, des ions majeurs (Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+). Les données de la silice ne sont pas rapportées. Dickson (1975) a rapporté le bilan de la silice pour le Lough Neagh, un lac peu stratifié et de production moyenne; la rétention équivalait à 32% de la charge totale annuelle de la silice dissoute. Toutefois, ce résultat est global et ne reflète pas le processus dynamique d'échange formé par l'incorporation par les diatomées, la remise en solution et les échanges avec les sédiments.

3.4 Lessivage spécifique

A partir de la charge totale annuelle apportée par les tributaires de chaque bassin, nous avons évalué le lessivage spécifique des éléments majeurs pour la silice (figure 5.19), le calcium (figure 5.20), le magnésium (figure 5.21), le sodium (figure 5.22) et le potassium (figure 5.23). Les valeurs de lessivage exprimées en $\text{g/m}^2/\text{an}$ doivent, en principe, refléter les concentrations mesurées dans les rivières. En effet, nous trouvons une très forte relation entre les concentrations mesurées et les valeurs de lessivage sauf, pour la rivière Moreau. Ceci doit être dû, soit à une superficie de

bassin mal définie¹, soit à des apports locaux souterrains importants ou à un taux élevé d'évapotranspiration dans ce très petit bassin. Pour les bassins du bouclier, les valeurs de lessivage sont du même ordre que celles rapportées par Jonston *et al.* (1968), pour les eaux peu minéralisées de la Nouvelle-Angleterre.

3.5 Conclusion

En conclusion, les données concernant le comportement des éléments majeurs dans le lac nous permettent de constater l'importance du lessivage des assises géologiques comme le phénomène primordial de contrôle de la qualité physico-chimique des rivières. Des indices de perturbation du milieu ont été mis en évidence dans les rivières Mistassini, Métabetchouane et dans la Petite Décharge. La qualité des eaux du lac reflète celle des rivières du bouclier canadien dont le rôle est prédominant dans les apports en éléments majeurs. Le lac présente un degré d'hétérogénéité physico-chimique des eaux qui peut surprendre en période estivale. Enfin, la silice est retenue par le lac, par des processus encore non définis, dans une proportion s'établissant à près de 30% de la charge totale annuelle.

4. LES ELEMENTS NUTRITIFS DANS LES EAUX DU LAC SAINT-JEAN

Dans le présent travail, les éléments retenus comme objets d'étude ont été classifiés soit comme éléments majeurs, soit comme éléments nutritifs. La distinction est surtout liée au rapport entre la quantité de l'élément requise pour la production de matière vivante par les organismes et la quantité de celle-ci, présente dans une forme biodisponible. Par exemple, le magnésium qui est un élément intracellulaire essentiel pour la production

¹ La non-coïncidence des limites de partage des eaux superficielles et des eaux souterraines introduit parfois des écarts significatifs dans l'évaluation de la superficie effective des petits bassins versants.

photo-autotrophe est considéré comme un élément majeur parce que le rapport entre la quantité présente dans les eaux et celle requise par les organismes photo-autotrophes est très élevé. Ce grand réservoir abiotique de l'élément n'est donc pas un facteur direct de contrôle de la production de matière vivante. Par contre, le phosphore est aussi un élément essentiel (pour tous les processus énergétiques et la structuration organique des cellules), mais il se retrouve, surtout en période de production biologique, dans le réservoir biotique de l'écosystème aquatique. Il n'est donc rendu disponible pour la nouvelle production biologique que par des processus biogéniques, c'est-à-dire la mort, la décomposition microbologique, l'incorporation directe dans une forme abiotique ou la prédation. Les flux de cet élément dans le milieu reflètent donc beaucoup plus les cycles biogéniques que ceux du magnésium puisque la majeure partie de la masse présente est en circulation dans les divers compartiments de l'écosystème. Ainsi, les temps de renouvellement des éléments nutritifs sont généralement beaucoup plus courts que ceux des éléments majeurs.

Par ailleurs, les structures organiques produites par les éléments nutritifs sont à la base de la cohésion cytoplasmique de l'organisme. Les éléments majeurs y jouent aussi des rôles importants, mais la complexité des structures nécessaires pour assurer le maintien de la vie ne peut être atteinte que par les premiers. Ainsi, nous retrouvons les éléments nutritifs dans une multitude de formes dans le milieu par opposition au nombre plus restreint des éléments majeurs. Dans une étude des éléments nutritifs, on tient donc compte des diverses formes de l'élément dans le milieu, de son partage entre le réservoir abiotique et le réservoir biotique et de son taux de renouvellement (Likens et Loucks, 1978). L'étude de ce dernier paramètre exige des mesures dynamiques (ex.: mesures directes de l'incorporation de l'élément nutritif dans une période de production donnée). Les autres paramètres sont surtout étudiés à partir de mesures statiques.

Dans le cas du lac Saint-Jean, nous avons considéré le carbone, l'azote et le phosphore comme des éléments nutritifs et la silice et le soufre, comme des éléments majeurs. Ailleurs, ces derniers sont souvent compris dans

des éléments nutritifs lorsque leur concentration sous forme biodisponible dans le milieu limite certains modes de production. Dans notre cas, aucun phénomène observé nous autorise à considérer la silice ou le soufre comme des éléments nutritifs.

4.1 Le carbone

Le carbone est l'élément de base de toute la matière organique vivante ou non-vivante. Dans les eaux douces, la majorité du carbone se rencontre généralement sous forme inorganique, à savoir les produits d'équilibre de l'acide carbonique. Une fraction plus petite se retrouve normalement dans la matière organique dissoute ou particulée morte (détritrus). Le carbone dans le biota représente une fraction encore plus petite du réservoir total de cet élément (Wetzel, 1975). Pourtant, dans le lac Saint-Jean et les eaux du bouclier canadien, la matière organique dissoute est en proportion le réservoir le plus important de carbone, vu la faible concentration des formes inorganiques de cet élément dans les eaux peu minéralisées et de faible pH (5-7). Le tableau 5.1 montre les valeurs moyennes de carbone inorganique total (TIC) et de carbone organique total (TOC) dans les eaux du lac Saint-Jean et de ses tributaires pour les années 1974 et 1975. Pendant les années d'étude, les valeurs de concentration de TIC dans les eaux du lac Saint-Jean et des grands tributaires du bouclier sont très basses et très souvent près de la limite de détection (1 ppm). Dans les grandes rivières du bouclier canadien, ces valeurs varient entre 1 ppm et 2.3 ppm et représentent en réalité des concentrations de bicarbonate¹ de 5 à 11.5 ppm. Ces valeurs sont semblables à celles rapportées par Schindler et d'autres auteurs pour les eaux du bouclier canadien.

La concentration de TIC dans les eaux de surface du lac et de la Grande Décharge est très basse, 1 ppm et 1.3 ppm respectivement. Dans les eaux des

¹ Le bicarbonate (HCO_3^-), est le produit d'équilibre de l'acide carbonique le plus abondant à pH 6.5 - 7.0.

rivières agricoles en général, les valeurs de TIC sont plus élevées (2.3 - 20.7 ppm). Dans les rivières du sud, en particulier, les concentrations sont reliées étroitement à la présence en plus grande abondance de calcium dans ces eaux. Ainsi, dans les rivières Couchepaganiche, A l'Ours et Belle Rivière, l'affinité du calcium pour l'ion HCO_3^- permet à ce dernier d'atteindre des concentrations telles qu'il devient même la forme la plus abondante de carbone dans ces eaux. Par contre, comme décrit ci-dessus, la matière organique demeure le plus grand réservoir de carbone dans les autres tributaires incluant les rivières agricoles du nord.

L'évolution temporelle du carbone dans sa forme inorganique dans les rivières agricoles du sud se comporte donc comme le calcium, c'est-à-dire des valeurs relativement basses dans les eaux de fonte printanières et des valeurs élevées pendant les étiages d'été. Dans le cas de la rivière Ticouapé, une rivière agricole du nord, nous avons observé une diminution de concentration du carbone inorganique vers la fin de l'été. Nous ne sommes pas en mesure d'attribuer cette baisse de concentration de TIC à des phénomènes exclusifs, soit la physico-chimie, soit la production microbiologique.

Dans les eaux fortement minéralisées du milieu agricole, la quantité de carbone sous forme inorganique est très grande par rapport à la demande biologique en cet élément même si le milieu est très productif. Toutefois, dans les rivières du bouclier canadien, nous avons pensé que, dans certaines conditions, la très faible quantité de carbone sous forme inorganique pourrait exercer une influence directe sur le niveau de production autotrophe du milieu devenant ainsi, dans les périodes de production élevée, le facteur limitatif de la croissance. Schindler (1976), qui a étudié cet aspect limnologique particulier des eaux du bouclier canadien, a cependant démontré que ces écosystèmes s'adaptent très rapidement à une carence en C inorganique; cet élément ne joue donc pas le rôle d'un facteur limitatif pendant la période de production autotrophe. Etant donné les caractéristiques semblables des eaux du lac Saint-Jean et celles du bouclier canadien en général, nous sommes donc portés à rejoindre la conclusion de Schindler.

4.1.2 Carbone organique (TOC)

Les formes de carbone dans le réservoir organique du milieu lacustre sont beaucoup plus complexes que celles du réservoir inorganique (Wetzel et Otsuki, 1974). La matière organique morte (détritus en solution ou en suspension) et la matière vivante sont composées d'une multitude de structures qui sont appelées à jouer plusieurs rôles dans le milieu aquatique dont la complexation des oligo-éléments, les effets stimulateurs ou inhibiteurs de croissance, les messages chimiques (phéromones), et le stockage énergétique à divers niveaux de disponibilité. Ces composés énergétiques peuvent être utilisés par des micro-organismes hétérotrophes. Dans plusieurs systèmes, ces derniers peuvent même former un maillon aussi important que les micro-organismes autotrophes dans la chaîne alimentaire.

Etant donné la complexité de la matière organique dans les eaux naturelles, il est très difficile d'interpréter sans équivoque les résultats que nous avons obtenus. Toutefois, nous avons observé, dans la plupart des tributaires, une évolution concomitante des valeurs de TOC et de couleur; ce phénomène reflète probablement l'évolution temporelle de la concentration de la matière humique d'origine allochtone (Jackson, 1975) responsable pour la couleur brune des eaux (Reuter et Perdue, 1971). Quelques stations dans la petite décharge du lac Saint-Jean (stations 024, 004, 005, tableau 5.1) montrent des valeurs de carbone organique très élevées (71.9, 26.5 et 10.4 ppm, respectivement). La source de cette matière est anthropique et provient de la ville d'Alma. La décomposition microbiologique de cette matière est responsable des basses valeurs moyennes d'oxygène dissous enregistrées à ces stations de la Petite Décharge, comparées à celles des eaux de la Grande Décharge et du lac.

La rivière Mistassini (station 015, tableau 5.1) montre une concentration de carbone organique plus élevée que les eaux des autres tributaires du bouclier canadien; ceci reflète l'influence de la ville de Dolbeau sur cette rivière.

4.1.3 Carbone particulaire (Cp)

Une partie importante de la matière organique dans le milieu est sous forme particulaire vivante ou morte. La matière vivante est à la fois une unité active de production et un stock utilisable (potentiel) de matière énergétique; la matière organique particulaire morte, ainsi que la matière organique dissoute, représentent également un potentiel de matière énergétique mais l'efficacité de leur utilisation dépend de leur structure physique et physico-chimique. Ainsi, la mesure de la matière particulaire (exprimée en carbone particulaire) est utilisée depuis longtemps comme paramètre exprimant la biomasse et la production du milieu aquatique. Etant donné qu'en limnologie traditionnelle, on s'intéressait surtout aux organismes phytoplanctoniques, la définition de carbone particulaire s'applique à la matière en suspension dans l'eau retenue par un filtre de un micron (1μ); la très grande majorité des algues sont, en effet, retenues par un tel filtre.

Depuis quelques années, les études sur l'origine et le dynamisme du carbone particulaire, particulièrement dans les lacs du Michigan (Wetzel et Rich, 1973; Wetzel **et al.**, 1972; Otsuki et Wetzel, 1974), démontrent la complexité de l'évolution de ce paramètre dans les systèmes aquatiques. Sauf lors de conditions exceptionnelles, le carbone particulaire total est composé, en grande majorité, de matière détritique. Souvent, la présence de celle-ci reflète davantage les transferts physiques de l'amont vers l'aval plutôt que la production autochtone.

Dans notre étude, nous avons décidé d'utiliser le paramètre carbone particulaire (Cp), en combinaison avec d'autres paramètres (chlorophylle-a, azote particulaire, phaeophytine et ATP), comme un indice de l'importance relative de divers modes de production microbologique dans les eaux du lac.

L'interprétation des phénomènes biologiques à partir des seules valeurs de carbone particulaire, soit au point de vue de leur évolution dans le temps ou de leur distribution spatiale, est plutôt hasardeuse; toutefois, il est possible de déceler certains phénomènes globaux à partir de nos données du lac Saint-Jean. Ainsi, le tableau 5.8 montre des valeurs relativement très élevées de carbone particulaire dans la Petite Décharge (station 004) vu les sources ponctuelles de pollution dans ce milieu. La rivière Mistasini en aval de la ville de Dolbeau (015) montre une concentration de la matière organique en suspension dépassant le double de celle des rivières Mistassini et Mistassibi (016 et 017) en amont de cette ville.

La concentration de carbone particulaire dans le centre du lac Saint-Jean (305 ppb, station 022) est moindre que celle calculée (479 ppb) à partir des apports allochtones de tous les tributaires. Ceci peut indiquer soit une sédimentation de matière en suspension dans la partie stratifiée du lac en été, soit une minéralisation progressive de la matière dans les parties nord-ouest et centrale du lac. Nous favorisons cette dernière hypothèse après avoir fait une étude de la teneur en carbone de toute la matière en suspension dans les eaux du centre du lac en 1974. Le tableau 5.9 montre les concentrations de toute la matière en suspension (M_S), le carbone en suspension (C_S)¹ et le rapport C_S/M_S pour les eaux de surface, de la thermocline et du fond du lac entre les mois de juin et de septembre. Les valeurs démontrent très clairement qu'après le retournement des eaux au printemps, et au début de la stratification estivale (voir chapitre IV), les valeurs de M_S et de C_S ne démontrent pas de variation significative dans le profil vertical.

¹ Le paramètre C_S comprend le carbone particulaire de toutes dimensions obtenu par ultra-centrifugation.

Pendant l'été, les eaux de surface ont des concentrations relativement constantes de matière en suspension dont la teneur en carbone est aussi constante. Vers la fin d'août, on observe une diminution de matière en suspension à la surface dû à un transfert de matière particulaire vers le fond; toutefois, la matière en suspension qui reste dans les eaux de surface a le même contenu en carbone que celle des mois précédents. Cette sédimentation de matière de la surface vers le fond est reflétée par l'augmentation appréciable de la matière en suspension dans les eaux de fond vers la fin de l'été. Vers le milieu de septembre, un autre phénomène se manifeste: la minéralisation de la matière organique particulaire des eaux de surface; ceci est reflété par la faible concentration de matière organique dans la matière totale en suspension. Pendant la sédimentation vers le fond du lac, la matière en suspension devient de plus en plus pauvre en matière organique vu la minéralisation progressive de cette dernière. Dans le lac Saint-Jean, nous n'anticipons donc pas tellement de perte de matière organique vers le fond par sédimentation des apports organiques allochtones ou de la production autochtone du milieu (voir chapitre VI).

Il est fortement possible que le phénomène de la minéralisation de la matière organique dans les eaux du lac vers la fin d'été soit assez important pour soutenir de grandes populations de producteurs hétérotrophes micro-zooplanctoniques. Saunders (1972) a souligné l'importance des producteurs hétérotrophes dans les milieux dont les apports en carbone sont en majorité allochtone et de nature organique. Tel serait le cas du lac Saint-Jean. Le transfert d'énergie dans la chaîne alimentaire suite à cette production hétérotrophe peut ainsi donner lieu à des populations d'organismes supérieurs plus grandes que celles formées à partir de la production autotrophe (Schindler et Noven, 1971; Odum et Prentki, 1978).

Nous avons essayé d'évaluer la perte de matière organique dans la cuvette lacustre par une étude du bilan de carbone organique total du lac Saint-Jean. Si l'on accepte l'hypothèse que, d'une part, la quantité d'apports de carbone organique allochtone est beaucoup plus grande

que celle nécessaire pour supporter la production hétérotrophe micro-biologique du lac et que, d'autre part, la production autotrophe est aussi faible par rapport aux apports allochtone (voir ci-dessus), le bilan en carbone organique devrait indiquer approximativement la perte de carbone vers les sédiments du lac (Wetzel et Rich, 1973). A partir de tous les apports des tributaires et des décharges du lac, nous avons évalué que la rétention totale de carbone par le lac ne représente que deux à cinq pourcent (2 - 5%) des apports totaux. Toutefois, nous ne pouvons établir avec plus de précision ce bilan vu le peu de données des apports au printemps et à l'automne.

A partir de nos observations sur la quantité et la forme du carbone dans les eaux du lac Saint-Jean, il est évident que la majeure partie de cet élément est de nature organique et allochtone. Le bilan global du carbone organique du lac indique qu'il y a très peu de perte de cette matière vers les sédiments du fond. La minéralisation de la matière particulaire (ou matière particulaire associée avec la matière dissoute) semble être un processus important dans les eaux pélagiques du lac.

4.2 Rapport carbone particulaire : azote particulaire dans la matière en suspension (C:N)

Les rapports C:N particulaire et C:N organique dissous sont souvent rapportés dans les comptes rendus d'études de la dynamique des éléments nutritifs comme indice de la nature réfractaire de la matière organique (Hutchinson, 1957; Wetzel, 1975). Ainsi, un rapport de C:N élevé indique une matière organique très peu utile comme source d'énergie pour la croissance bactérienne (hétérotrophe) à court terme. Par contre, un rapport C:N relativement bas indique soit un haut pourcentage de matière vivante dans la matière en suspension dans le milieu, ou encore, une source d'énergie hautement disponible pour le métabolisme à court terme. Ce mode d'interprétation du rapport C:N découle de l'utilisation beaucoup plus rapide de l'azote que du carbone par les bactéries pendant la décomposition de la matière morte.

Cette utilisation préférentielle (Ulehlovà, 1971) est reflétée par les rapports C:N élevés retrouvés pour la matière humique réfractaire soluble et colloïdale du milieu aquatique (Gucluer et Gross, 1964); des rapports C:N plus petits sont observés pour la matière vivante. Dans les organismes, on rapporte des valeurs variant entre 3:1 (De March, 1975) à 6:1 (Holm-Hansen, 1972) pour les milieux oligotrophes; pour la matière réfractaire humique dans les milieux méso-eutrophes, des rapports jusqu'à 50:1 sont observés (Hutchinson, 1951).

Quelques auteurs ont étudié le rapport C:N dans la matière particulaire pour établir l'origine de la matière détritale dans les systèmes aquatiques (Flemer et Biggs, 1971). Dans l'étude du lac Saint-Jean, nous avons utilisé le rapport C:N dans la matière en suspension ($>1 \mu\text{m}$) comme indice de la disponibilité énergétique des apports particulaires allochtones dans la cuvette lacustre. Nous avons tenté d'établir une relation entre l'utilisation du bassin versant et le potentiel énergétique des apports transportés par les tributaires vers le lac. Selon Flemer et Biggs, un rapport C:N de 6 de la matière particulaire devrait être un indice de matière vivante. Ces auteurs ont trouvé des valeurs de C:N variant entre 7 et 164 dans les eaux de la baie de Chesapeake. En général, les valeurs étaient plus basses en été pendant la période de production autochtone qu'en hiver.

Le tableau 5.8 montre les valeurs moyennes de C:N pour la matière particulaire ($>1 \mu\text{m}$) pour l'année 1975. Ces valeurs moyennes sont calculées à partir des valeurs des échantillons prélevés au cours de la période de juin à septembre 1975. L'analyse comparative des rapports C:N doit donner un indice de la qualité relative de la matière particulaire des tributaires. Les valeurs ne peuvent conduire à une évaluation de la qualité moyenne estivale de la charge totale de la matière particulaire apportée au lac. Pour ce faire, une correction tenant compte des débits respectifs des tributaires aura été nécessaire. En effet, les hautes valeurs de C:N de la matière particulaire pendant les crues du printemps donnent pour résultats que la valeur moyenne de C:N de la charge totale de la matière particulaire apportée dans le lac est plus élevée que ne le laisse voir le tableau 5.8.

Ce tableau indique de plus qu'il n'y a pas trop de variation du rapport C:N de la matière particulaire entre les tributaires. Si on applique à ces valeurs moyennes l'hypothèse qu'une valeur de C:N de la matière particulaire de 6 - 7 représente la matière vivante ou nouvellement morte, nous interprétons que toute la matière recueillie dans les tributaires du lac Saint-Jean est vivante ou encore, dotée d'une disponibilité énergétique très élevée. Nous rejetons sans équivoque la première interprétation étant donné les résultats d'autres observations de notre part sur le milieu¹.

Quant à la deuxième interprétation, il est possible, en effet, que la matière particulaire représente une source potentielle élevée d'énergie pour le milieu mais non pas comme matière structurée par des liaisons covalentes telles que comprises implicitement dans notre hypothèse de travail citée précédemment. Nous croyons plutôt que la partie azotée de la matière particulaire est fort possiblement de nature inorganique (ammoniaque, NH_4^+) d'absorber sur la matière organique.

Dans les figures 5.24, 5.25, 5.26 (Belle Rivière, Chamouchouane, Ticouapé) et la figure 5.27 (comparaison des rivières agricoles et forestières), nous pouvons noter une tendance globale du rapport C:N dans la matière particulaire à diminuer à partir d'une valeur élevée le printemps vers une valeur très basse en automne. Pendant les crues de printemps, la concentration d'ammoniaque est faible et il y a probablement très peu de ce composé adsorbé sur la matière particulaire organique. Par contre, à la fin de l'été, la concentration d'ammoniaque augmente pendant les périodes d'étiage; ce composé est adsorbé fortement sur la matière organique et, dans le cas des rivières argileuses, sur la matière inorganique. Le rapport C:N de la matière particulaire peut donc diminuer sans pour autant que celle-ci se présente comme une source importante d'énergie pour la chemosynthèse. En

¹ Ces résultats proviennent des mesures d'ATP et de chlorophylle (voir la fin de ce chapitre à ce propos).

1975, la sècheresse a diminué le débit dans les cours d'eau du lac Saint-Jean et le rapport C:N reflète possiblement ce phénomène. Par contre, en 1976, une année hydrologique "normale", nous avons refait quelques échantillonnages de matière particulaire dans les tributaires. Les valeurs de C:N y sont beaucoup plus élevées pour tous les tributaires que pendant l'été 1975. Il est cependant entendu que d'autres hypothèses peuvent être proposées pour expliquer les résultats de cette étude. Il est aussi possible que la matière particulaire démontre une capacité d'absorber préférentiellement la matière réfractaire azot e dissoute (Jones, 1978). Dans ce cas le rapport C:N peut varier même si le contenu énergétique de la matière est constant.

Enfin, il est intéressant de noter que, contrairement aux tributaires, le rapport C:N dans la matière en suspension dans les eaux pélagiques de surface du lac Saint-Jean (figure 5.28) est très élevé (C:N = 28); cette valeur est caractéristique de la matière organique réfractaire. Bien que le nombre d'observations soit très restreint, ceci semble appuyer l'hypothèse d'une minéralisation de la matière en suspension telle qu'avancée lors de l'étude de la teneur en carbone de la matière en suspension dans les eaux du lac pendant l'été 1974.

Ainsi, pour le lac Saint-Jean, une haute valeur de C:N indique la prépondérance, dans la matière en suspension, de la matière organique réfractaire ayant très peu de disponibilité énergétique. Par contre, les basses valeurs du rapport C:N observées pendant l'étude peuvent se prêter à plus d'une interprétation dont celle de l'adsorption d'ammoniaque sur la matière organique.

4.3 L'azote

Surtout en combinaison avec le phosphore, le carbone et l'hydrogène, l'azote est un composant moyen du protoplasme cellulaire; c'est un élément nutritif qui influence sensiblement la production des écosystèmes aquatiques. En effet, l'eutrophisation des eaux provoquée par une surcharge en

phosphore fait souvent de l'azote un "facteur limitatif à court terme" de la production microbiologique des eaux. Les actions correctrices pour contre-carrer la production élevée du milieu à partir de l'azote sont souvent inefficaces puisque plusieurs espèces d'algues bleu-vert ont le pouvoir de fixer l'azote directement depuis l'atmosphère. Toutefois, les apports en azote organique et inorganique (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+) à partir du ruissellement du bassin versant demeurent la source majeure de cet élément dans le milieu aquatique lacustre.

Toutes les formes d'azote inorganique ont un comportement très dynamique; les concentrations peuvent changer très rapidement dans l'espace et le temps surtout sous l'influence de la production photo-autotrophe. Par contre, la concentration d'azote organique est plus stable dans le milieu aquatique; en effet, cette forme de l'élément est moins disponible que la forme inorganique pour la production photo-autotrophe. Elle se dégrade donc lentement ce qui ne favorise pas la régénération de l'azote inorganique lequel est utilisé très rapidement par les micro-organismes. Le cycle de l'azote est bien connu qualitativement mais les divers taux d'incorporation et de régénération de cet élément le sont beaucoup moins.

Dans le cadre de cette étude, nous avons mené deux campagnes annuelles d'échantillonnage pour déterminer les différentes formes d'azote et leur concentration dans les tributaires et les eaux du lac. Ces campagnes de mesures dites "statiques" avaient pour but:

- d'évaluer le niveau trophique¹ du lac Saint-Jean, selon une méthodologie (Wetzel, 1975) faisant intervenir la concentration relative et la disponibilité des différentes formes d'azote dans le milieu;

¹ L'interprétation des résultats à cette fin fera l'objet de la section "Niveau trophique du lac Saint-Jean".

- de déterminer les sources les plus importantes d'azote biodisponible à court terme dans le bassin versant du lac.

La première campagne d'échantillonnage, pendant laquelle nous n'avons mesuré que les concentrations de nitrate (incluant la nitrite), s'est déroulée pendant l'été de 1974 et l'hiver 1974-75. Les valeurs moyennes sont rapportées au tableau 5.1. La deuxième campagne, menée au cours de l'été 1976, a permis de déterminer les diverses formes d'azote (dissout inorganique et organique, particulaire inorganique). Ces résultats apparaissent au tableau 5.10.

Dans le premier cas (tableau 5.1), les écarts types très élevés en comparaison des moyennes sont attribuables aux grands écarts entre les valeurs estivales faibles et hivernales élevées (voir la figure 5.29). Par contre, les valeurs de 1976 (tableau 5.10) expriment exclusivement la période estivale au cours de laquelle on assiste à une grande incorporation d'azote inorganique par les organismes photo-autotrophes du milieu. Les figures 5.30, 5.31, 5.32, 5.33 et 5.34 illustrent l'évolution de ce paramètre pendant l'été de 1976 dans les rivières Péribonca, Ticouapé, Chamouchouane et Belle Rivière respectivement, ainsi qu'au confluent de la Grande Décharge et de la Petite Décharge à l'exutoire du lac.

On remarque dans tous les cas, sauf la Ticouapé, une diminution marquée de nitrate et nitrite au début de l'été après les fortes concentrations constatées au printemps. La rivière Ticouapé est de loin la source d'apport la plus concentrée en azote de cette forme pour le lac même si, à certaines périodes, d'autres tributaires l'éclipsent. Il faut remarquer, en particulier, les hautes concentrations mesurées au printemps dans deux rivières du bouclier canadien (Chamouchouane et Péribonca). Selon Likens et Bormann (1972), ce phénomène s'expliquerait par le stockage de nitrate atmosphérique dans la neige au cours de l'hiver puis, par son relâchement pendant les épisodes de fonte printanière. Le même phénomène s'appliquerait également aux autres tributaires du bouclier canadien. Toutefois, dans le cas des rivières agricoles, sauf la Ticouapé, la période d'échantillonnage ne nous a pas permis de mettre ce phénomène en évidence.

Généralement, les rivières agricoles ont des teneurs en nitrate et en ammoniacque plus élevées que les rivières du bouclier canadien¹. Ces valeurs élevées reflètent soit des apports divers en azote inorganique ou encore, l'intensité du processus de minéralisation de la matière organique labile très concentrée.

Une fois introduit dans les eaux lacustres, le nitrate s'incorpore rapidement dans les organismes autotrophes, si une concentration suffisante de phosphore biodisponible à court terme est aussi présente dans le milieu. Au cours de l'été 1976, ce phénomène a été mis en évidence dans la partie nord-ouest du lac Saint-Jean. Ainsi, les concentrations de nitrate mesurées dans cette zone du lac, fortement influencées par la rivière Ticouapé, sont toujours très basses (stations 045, 046 et 048; figures 5.15, 5.16 et 5.17). Pourtant, cette rivière transporte de fortes concentrations d'azote sous forme de nitrate. Le phénomène peut sembler étrange mais il s'explique par le fait que les eaux de la Ticouapé sont très concentrées en phosphore sous forme rapidement disponible par les organismes photo-autotrophes (tableau 5.10: $PO_4(F)$, Pinorg. (F)). Une fois ces eaux dans un milieu lacustre propice à la production photo-autotrophe, le phosphore et le nitrate sont rapidement assimilés dans la biomasse. À proximité de l'embouchure de la rivière Ticouapé, ce processus conduit au résultat suivant: des concentrations en nitrate moins élevées qu'ailleurs au nord-ouest du lac et des concentrations en phosphore qui, après avoir diminué considérablement, se retrouvent à un niveau comparable à celles mesurées ailleurs dans le lac. La nature exacte de ce processus sera discutée plus loin dans la section 4.4 à propos du facteur limitatif de la production autotrophe.

Les concentrations de nitrate et d'ammoniacque mesurées dans le lac Saint-Jean sont, en général, semblables à celles rapportées, pour les lacs

¹ Selon les concentrations moyennes dans les rivières, les apports des rivières agricoles représentent 8% du bilan global de nitrate du lac Saint-Jean (tableau 5.5).

du boullier canadien pendant la stratification estivale, par Schindler (1972) et Fee (1976). Ceci peut indiquer un taux de production autotrophe relativement faible ou, par contre, un taux de régénération de l'azote inorganique par les processus de la minéralisation comparable aux taux d'incorporation de cet élément par les organismes autotrophes. **Wetzel (1975) cite les travaux de Vollenweider (1968) pour établir une relation générale entre la concentration moyenne de l'azote sous forme organique et sous forme inorganique dans l'épilimnion des lacs en été et le niveau trophique du lac. Selon les travaux cités par Wetzel, les concentrations d'azote mesurées au lac Saint-Jean sont représentatives d'un lac oligo-mésotrophe.** Toutefois, il est très difficile d'établir une corrélation significative entre le niveau trophique d'un lac et un élément nutritif qui ne représente pas le facteur limitatif de la production lacustre (voir la section 4.4.5). En effet, Shannon et Brezonik (1972) ont établi à partir des données limnologiques de 55 lacs en Floride des modèles empiriques qui démontrent la faible influence globale de l'azote dans le calcul des niveaux trophiques lacustres. Ainsi, des lacs qui reçoivent les mêmes apports en azote peuvent se situer à des niveaux trophiques très différents (oligotrophe - eutrophe). Dans le cas du lac Saint-Jean, nous avons surtout tenté d'appliquer les modèles conceptuels ou empiriques basés sur la relation entre la charge en phosphore et le niveau trophique lacustre.

En conclusion, on doit mentionner, d'une part, la faible contribution des rivières agricoles à la charge totale en azote dans le lac Saint-Jean et, d'autre part, le peu de changement dans la concentration moyenne de cet élément sous forme organique dans les eaux pélagiques du lac sauf pour la partie du lac principalement influencée par le débit de la rivière Ticouapé. De plus, on doit souligner que les concentrations en azote semblent, à première vue, représentatives d'un lac oligo-mésotrophe.

4.4 Le phosphore

Ainsi que l'introduction de la section 4 sur les éléments nutritifs le décrit, la base de la chaîne alimentaire du milieu lacustre est constituée

par la production photo-autotrophe, c'est-à-dire la synthèse de matière vivante à partir de l'énergie solaire et des éléments nutritifs sous forme inorganique. La production autotrophe d'un lac est le résultat de plusieurs facteurs physiques, chimiques et biologiques agissant successivement ou simultanément. Ce processus est le plus souvent contrôlé par le facteur chimique; chacun des éléments nutritifs peut jouer le rôle de facteur limitatif du niveau de la production autotrophe. Ainsi, le carbone, l'azote (Schindler, 1978a), le fer (Elder *et al.*, 1976), le molybdène (Goldman, 1960), etc..., peuvent, pour un court laps de temps, jouer un rôle de facteur limitatif dans certains lacs. A plus long terme, cependant (sur une base saisonnière ou annuelle), les résultats démontrent que c'est le phosphore qui joue le plus souvent ce rôle (Kalff *et al.*, 1974; Kalff et Knoechel, 1978; Schindler, 1978a).

4.4.1 Les divers modèles de phosphore et leur objectif

La croissance démographique et le développement agricole, industriel et urbain des bassins versants en amont et autour des lacs ont pour effet une augmentation des apports fluviaux de phosphore. Les problèmes associés à une production primaire excessive sont souvent considérables (Vollenweider, 1968); il est donc compréhensible que, depuis une décennie, les recherches en limnologie aient été concentrées surtout sur l'origine, la transformation et la destination du phosphore dans les cuvettes lacustres (Vollenweider, 1968; Vollenweider, 1975; Schindler et Fee, 1974; Dillon et Rigler, 1974; Schindler, 1978a-b; Schaffner et Oglesby, 1978a). Ces auteurs et d'autres ont quantifié les apports en phosphore dans les lacs en fonction de l'utilisation du territoire des bassins versants et des rapports ont été établis entre la concentration du phosphore dans l'eau et la production autotrophe du milieu. Cette approche globale a permis d'élaborer avec succès plusieurs modèles simples dont l'objectif majeur était de servir comme outil de gestion des lacs. Ces divers modèles prédisent:

- 1⁰) **la concentration moyenne de phosphore dans les eaux d'un lac** (par exemple, Snodgrass et O'Mélia, 1975; Larsen et Mercier, 1976; Schindler, 1978b; Dillon, 1975; Dillon et Rigler, 1974; Kirchner et Dillon, 1975; Imboden, 1974);
- 2⁰) **la production du milieu à partir des apports de phosphore et de quelques caractéristiques physiques du milieu lacustre** (par exemple, Vollenweider, 1968, 1975; Scheider, 1978; Dillon et Rigler, 1974; Oglesby, 1977; Thomann, 1977; Schindler, 1978b; Dillon et Rigler, 1975).

Ce deuxième type de modèle fait appel à divers paramètres de production:

- la chlorophylle-a (Dillon et Rigler, 1975; Sakamoto, 1966; Oglesby, 1977);
- la productivité¹ primaire (Oglesby, 1977; Devol et Wissman, 1978);
- un indice de l'état trophique (le "trophic State Index" de Shannon et Brezonik, 1972).

Il utilise également les apports en phosphore selon différents états où on le retrouve dans le milieu lacustre:

- le phosphore total (Dillon et Rigler, 1975);
- le phosphore biodisponible (le "Biologically Available Phosphorus" (BAP) de Schaffner et Oglesby, 1978a,b).

¹ Taux de production.

Plusieurs auteurs ont, en effet, rapporté une relation de type log-log entre les concentrations en phosphore de plusieurs milieux lacustres et la production autotrophe de ces mêmes milieux (Sakamoto, 1966; Dillon et Rigler, 1974; Schindler, 1978a). Les limites de confiance de ce type de relation comportent de grands écarts et vouloir utiliser ces modèles empiriques pour prédire le niveau trophique d'un lac à partir de la concentration de phosphore dans les eaux peut conduire à des erreurs d'interprétation. Plusieurs lacs recevant des apports similaires en phosphore peuvent, en effet, se manifester à divers stades trophiques (Dillon, 1975). En dépit des tentatives d'amélioration de la relation phosphore-chlorophylle-a au cours des dernières années (Thomann, 1977), Schindler (1978b) est pour sa part d'avis qu'un modèle simple tel que celui de Vollenweider (1968) peut être appliqué avec satisfaction dans 90% des études limnologiques.

Les facteurs majeurs pouvant fausser l'application du modèle de Vollenweider sont multiples; ils sont constitués par l'absence des oligo-éléments nutritifs (Goldman, 1960), la biodisponibilité des apports en phosphore (Peters, 1978), le temps de séjour des eaux dans la cuvette lacustre (Dillon, 1975), l'importance du périphyton et des macrophytes (Devol and Wissman, 1978), la couleur des eaux (Duthie et Ostrofsky, 1974) ou encore, par l'inhibition de la production phytoplanctonique par des composés toxiques (Hecky, 1974). D'autres études plus récentes (Chapra et Reekhow, 1979) ont traduit ces facteurs d'imprécision dans une approche probabilistique laquelle quantifie le degré d'incertitude de l'évaluation du niveau trophique.

Pour notre étude, les modèles de Vollenweider (1968), Snodgrass et O'Melia (1975) et Larsen et Mercier (1976) ont été retenus pour évaluer le niveau trophique du lac Saint-Jean à partir des apports en phosphore du bassin versant. Ces apports ont été calculés¹ selon la méthode

¹ Voir le chapitre III à ce propos.

dite "du modèle d'apports" basée essentiellement sur l'utilisation du territoire de chaque sous-bassin versant. Subséquemment, les concentrations de chlorophylle dans le lac ont été évaluées en utilisant la méthode de Dillon et Rigler (1975). Dans les deux cas, nous avons vérifié les valeurs calculées par des mesures du phosphore et de la chlorophylle dans les échantillons prélevés dans les tributaires et dans le lac.

Avant de présenter les résultats de l'application des modèles, il est nécessaire de discuter certains points préliminaires ayant trait soit à la qualité de nos mesures et de nos données, à l'évolution du phosphore dans ses différents états dans la cuvette et dans les tributaires ou encore, au degré de satisfaction des hypothèses sous-jacentes à l'application de ces modèles, par exemple, le choix du facteur limitatif.

4.4.2 Répartition spatiale, évolution et biodisponibilité du phosphore

Le tableau 5.1 montre les valeurs de TDP (phosphore total dissous). Ces valeurs sont le résultat des analyses sur les échantillons prélevés pendant les premières années de l'étude. La faible précision¹ des méthodes d'analyses du phosphore à cette époque nous amène à rejeter l'utilisation de ces résultats dans la méthodologie décrite précédemment.

Nous remarquons, toutefois, que les valeurs de phosphore dans les rivières agricoles sont supérieures à celles dans les rivières des grands bassins versants du bouclier canadien. Le tableau 5.10 présente les résultats des analyses de divers états de phosphore dans les échantillons prélevés dans les tributaires et le lac entre mai et septembre

¹ La limite de détection se situait autour de .005 mg l⁻¹.

1976. Les valeurs de phosphore total sont maximales en été dans les rivières agricoles. Celles des tributaires du bouclier canadien ne présentent que peu de changement pendant cette même période. Les concentrations dans les rivières agricoles (Belle Rivière, à l'Ours, Ticouapé) sont de 2 à 9 fois plus élevées que celles des rivières du bouclier canadien (Chamouchouane, Mistassini, Péribonca). Cependant, ces dernières ont des valeurs se rapprochant souvent de la limite de détection, et quelquefois, nous pouvons noter des anomalies¹ dans les analyses. Les valeurs de phosphore total enregistrées pour les grandes rivières de la forêt boréale et le lac Saint-Jean sont semblables à celles rapportées par Dillon et Rigler (1975) et Schindler (1974) pour les eaux du bouclier canadien. Les concentrations de phosphore obtenues dans les échantillons des rivières agricoles sont semblables à celles rapportées par Peters (1978) pour des ruisseaux agricoles du bassin du lac Memphrémagog.

Une analyse des valeurs de diverses formes de phosphore indique qu'approximativement 20 à 30% du phosphore total dans les rivières agricoles est présent sous une forme dissoute. Dans le cas des rivières du bouclier canadien, la partie dissoute semble être plus importante que celle des rivières agricoles. Peters (1978) a rapporté des valeurs très semblables pour les ruisseaux - tributaires du lac Memphrémagog.

En ce qui concerne la forme chimique des apports en phosphore, le P inorganique constitue entre 90 et 100% de la concentration du phosphore total dans les rivières du bouclier canadien et dans les rivières agricoles. Dans la majorité des rivières, le phosphore inorganique parti-

¹ Par exemple, à la station 019, la valeur P_t filtré (0.012 mg l^{-1}) est plus élevée que celle de P_t non-filtré (0.011 mg l^{-1}); à la station 022, la concentration mesurée de P-inorganique filtré (0.014 mg l^{-1}) est supérieure à celle de P-inorganique non-filtré (0.005 mg l^{-1}).

culaire est dominant par rapport à la forme de phosphore inorganique dissous. Le phosphate PO_4^{3-} , qui constitue approximativement 50 à 60% du phosphore inorganique dissous, représente donc environ 10 - 15% du phosphore total dans les eaux. Cette dernière valeur se compare à celle rapportée par Peters (1978).

Toutefois, il ne faut pas conclure que le phosphore des rivières du bouclier canadien est aussi disponible¹ que celui des rivières agricoles et vice-versa. **La biodisponibilité du phosphore dans ces diverses formes peut être différente (Lean et Rigler, 1974; Paerl et Lean, 1976).** Il est probable que la charge en phosphore en provenance des régions agricoles et des centres urbains soit beaucoup plus disponible que celle des rivières du bouclier canadien. Vu l'origine anthropique récente de cet élément dans les rivières agricoles, d'une part, et les rejets surtout réfractaires de phosphore par la forêt boréale du bouclier canadien. Les rivières Ticouapé et Belle Rivière ayant, de loin, les concentrations de phosphore les plus élevées, pourraient ainsi contribuer à la production du lac Saint-Jean plus qu'on serait porté à le penser à première vue.

4.4.3 Hétérogénéité du lac Saint-Jean et phosphore mesuré

Dans le lac Saint-Jean² les valeurs mesurées de phosphore total sont très basses (0.006 mg l^{-1}); selon un calcul basé sur les valeurs moyennes de phosphore total des tributaires et leur débit respectif, la

¹ L'association de phosphore sous forme inorganique ou organique avec la matière dissoute et particulaire dans les eaux est très complexe (Rigler, 1964; Lean, 1973; Lean et Rigler, 1974; Paerl et Lean, 1976) et les techniques d'analyse peuvent surestimer la concentration de phosphore inorganique ou de phosphore organique dans les eaux (Rigler, 1964). En effet, la méthodologie d'analyse ne peut pas toujours faire la distinction entre le phosphore inorganique sous forme particulaire: par exemple, l'apatite et le phosphore inorganique associés (complexés) avec la matière organique particulaire et colloïdale.

² Nous référons ici à la station 022 au centre du lac et aux stations 032 et 035 au milieu de la partie nord-ouest du lac.

concentration moyenne attendue du lac aurait été de $.015 \text{ mg l}^{-1}$. Cependant, ce calcul sous-tend une hypothèse d'homogénéisation complète des tributaires aussitôt arrivés dans le lac. Or, comme nous l'avons vu précédemment¹, les eaux de surface du lac démontreraient différents états d'hétérogénéité attribuables à la tendance des eaux des tributaires à conserver une certaine intégrité physico-chimique pendant leur progression dans la cuvette. Les stations situées dans la zone pélagique (022, 032, 035; voir la figure 5.1) et donc, éloignées des embouchures des rivières agricoles (sauf, peut-être la Ticouapé), n'ont pas affiché de hautes concentrations en phosphore total pendant notre campagne d'échantillonnage. Toutefois, certaines stations démontrent une influence des rivières agricoles soit parce qu'elles sont situées relativement près de leur embouchure, soit parce qu'elles sont situées près du littoral² qui constitue un lieu où les apports des rivières agricoles ont tendance à se perpétuer plus longtemps. Ainsi, par exemple, les stations 044, 046, 048 influencées par la Ticouapé, la station 051 près de Roberval et la station 055 influencée par la Belle Rivière ont des concentrations en phosphore total autour de $0.010 - 0.012 \text{ mg l}^{-1}$ dépassant ainsi la valeur observée en général dans les eaux pélagiques ($.006 \text{ mg l}^{-1}$).

4.4.4 Utilisation du territoire et apports en phosphore

Au cours du printemps et de l'été 1976, les apports des rivières agricoles ont constitué approximativement 8 à 10% du phosphore total introduit dans le lac Saint-Jean³. L'application du modèle d'apports (chapitre III, tableau 3.5) avait permis d'évaluer à 6% la part théorique des rivières agricoles à la somme des apports en phosphore au lac Saint-Jean. On constate donc une certaine concordance.

¹ Voir la section 3.2.4 de ce chapitre: "Dynamique des eaux pélagiques".

² Ce scénario est évoqué au chapitre IV.

³ Selon l'analyse des précipitations dans la région du lac Saint-Jean, les apports par voie atmosphérique sont négligeables par rapport à ceux des tributaires.

Le taux d'exportation¹ du phosphore (P_t : $\text{mg m}^{-2} \text{ an}^{-1}$) par les sous-bassins du bouclier canadien du lac Saint-Jean s'établit à 6.0 pour la Chamouchouane, 7.9 pour la Pêribonca et à 11.2 pour la Mistassini. Dans le cas des rivières agricoles, le taux d'exportation de phosphore est de $40 \text{ mg m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ pour la Belle Rivière et de 56 pour la Ticouapé. Dans une étude de 43 bassins versants, Dillon et Kirchner (1975) ont évalué à $4.8 \text{ mg m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ le taux d'exportation moyen de phosphore pour des bassins forestiers assis sur de la roche ignées. De même, ils ont obtenu la valeur de $28.8 \text{ mg m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ pour des bassins agro-forestiers assis sur de la roche sédimentaire. Les valeurs obtenues pour la Belle Rivière et la Ticouapé se rapprochent surtout de celles rapportées pour des bassins où les pratiques agricoles comprennent l'épandage d'engrais chimiques (Sawyer, 1954; Owens et Wood, 1968; Terry et Salpach, 1970). D'autre part, la concentration moyenne annuelle théorique² de phosphore total de la Belle Rivière déterminée en tenant compte de l'épandage d'engrais chimiques sur les terres a comme valeur 0.058 mg l^{-1} (tableau 3.6 du chapitre III). Or, la valeur moyenne mesurée pour le printemps et l'été de 1976 est de 0.059 mg l^{-1} . **Ceci semble confirmer l'importance de l'épandage d'engrais dans la somme des apports des rivières agricoles.** Pour la rivière Ticouapé, la valeur théorique de la concentration moyenne annuelle de phosphore total était de 0.070 mg l^{-1} ; nous avons obtenu une valeur de 0.093 mg l^{-1} . Dans la rivière A l'Ours, la valeur théorique était de 0.038 mg l^{-1} ; la valeur mesurée en 1976 a été de 0.043 mg l^{-1} .

Enfin, dans le cas des rivières du bouclier canadien, les valeurs mesurées pour le printemps et l'été 1976 sont un peu plus basses ($0.010 - 0.020 \text{ mg l}^{-1}$) que les valeurs théoriques (0.022 mg l^{-1}) calculées à partir du modèle d'apports.

¹ Comme on le sait, ce paramètre exprime la contribution moyenne annuelle spécifique (par unité de superficie) d'un certain élément chimique pour un territoire donné de préférence homogène. Dans notre cas, les données hivernales nous faisant défaut, les résultats de mai à septembre 1976 ont été extrapolés sur une année entière.

² Valeur typique déterminée avec le modèle d'apports.

Par ailleurs, les eaux pélagiques de surface du lac Saint-Jean affichent une concentration moyenne de phosphore plus basse que celle prévue, soit à partir du modèle d'apports, soit à partir des mesures sur les échantillons de surface des tributaires. Il est possible qu'il se soit produit une sédimentation de phosphore sous forme particulaire dans le lac; il faut souligner que le phosphore sous cette forme constitue une fraction appréciable du phosphore total. Toutefois, les très basses valeurs de concentration moyenne de phosphore total mesurée à la partie nord-ouest du lac, où les eaux sont peu profondes et bien brassées par le vent, semblent mettre en doute cette hypothèse.

Nous avons établi le bilan partiel des éléments nutritifs pour le lac Saint-Jean pendant l'été 1976. Le bilan est basé sur la différence entre les apports et les exports au lac. Les résultats démontrent qu'il se produit une accumulation de phosphore dans le lac pendant les mois de juin et juillet; au mois d'août, cependant, la tendance est nettement à l'exportation de cet élément. Les résultats semblent aussi indiquer que le processus de sédimentation (perte nette vers les sédiments) de phosphore n'est pas très important dans la cuvette du lac.

En conclusion, les mesures des apports en phosphore dans le lac Saint-Jean concordent très bien avec celles prédites par le modèle d'apports. Les rivières des bassins agricoles sont très chargées en phosphore et reflètent ainsi les effets de ce type d'utilisation du sol. En raison de leur débit important, les grandes rivières du bouclier canadien ont une influence dominante sur le lac; elles sont aussi responsables pour plus de 90% de la charge en phosphore. Mais, pendant les périodes calmes, les fortes concentrations de phosphore pourraient stimuler la production d'algues à proximité de l'embouchure des rivières agricoles et, éventuellement, aussi loin que les eaux chargées pourront s'acheminer dans le lac en conservant leur caractère chimique. Par contre, plus la dynamique du brassage des eaux s'intensifiera, plus la dilution des apports concentrés aura tendance à homogénéiser le lac

et à rapprocher la qualité de ces eaux de celle des rivières du bouclier canadien. Alors, les milieux aquatiques à proximité des tributaires agricoles reflèteront surtout un niveau de production primaire caractéristique d'eaux moins minéralisées.

4.4.5 Le facteur limitatif

L'application aux lacs des modèles de phosphore décrits succinctement en 4.4.1 n'est évidemment permise que si le phosphore est le facteur limitatif de la production photo-autotrophe. Selon Wetzel (1975), le phosphore devient normalement le facteur limitatif de la croissance du phytoplancton lorsque le rapport N:P atomique dépasse la valeur de 7. Dans une étude de la croissance des algues dans 26 lacs, Chiaudani et Vighi (1974) ont conclu que le phosphore est le facteur limitatif de la production autotrophe quand le rapport N:P atomique dépasse approximativement la valeur de 10. Ces auteurs ont utilisé le rapport N (N inorganique) : P (PO_4). Le taux d'incorporation de PO_4 dans la microflore aquatique est très rapide (Rigler, 1964). Toutefois, d'autres formes de phosphore, soit organique soluble, soit particulaire, sont aussi disponibles très rapidement pour le biota (Lean, 1973). Si l'on considère que le temps de renouvellement du phosphore dans plusieurs lacs est plus court que le temps de renouvellement des eaux, nous préférons utiliser le rapport N inorganique : P total, comme indice du facteur limitatif de la production du milieu. La valeur de cet indice devrait ainsi être toujours inférieure au rapport N-disponible : P-disponible, vu la nature réfractaire de certaines formes de phosphore (Peters, 1978).

Dans le cas des eaux pélagiques du lac Saint-Jean, les rapports N inorganique : P total sont supérieurs à 10 (moyenne de 22 au centre du lac à la station 022¹, moyenne de 13 dans le milieu de la partie nord-ouest du lac aux stations 032 à 035, sauf pour les stations 032 et 033 au printemps). Aux stations plus rapprochées du littoral du lac, nous

¹ Voir la figure 5.1

avons enregistré au mois d'août 1976 des valeurs de N inorganique : P total de 4.5 et 9 à la station 051 en face de la ville de Roberval et de 7 et 10 à la station 055 près de l'embouchure de la Belle Rivière. Ces valeurs pourraient exprimer l'influence des charges en phosphore en provenance de la ville de Roberval et de la décharge de la Belle Rivière respectivement. Toutefois, le peu de mesures à ces stations ne nous permet pas d'extraire de façon plus concluante la signification des mesures enregistrées en rapport avec le facteur limitatif de la production autotrophe à ces stations.

Par contre, nous avons plus de données aux stations 045, 046 et 048 qui constituent une partie du transect liant l'embouchure de la Chamouchouane à celle de la Ticouapé. Au cours de l'été 1976, les échantillons d'eau prélevés à ces stations affichent continuellement de très basses valeurs du rapport N inorganique : P total dues aux concentrations très faibles de N inorganique; la concentration moyenne de P_t à chacune de ces stations est de 0.011 mg l⁻¹. La valeur moyenne du rapport est de 2.2 à la station 045, de 3.5 à la station 046 et de 5. à la station 048. Ces stations se trouvent sous l'influence de la décharge de la Ticouapé dont les eaux affichent une concentration¹ moyenne en P_t de 0.093 mg l⁻¹ et un rapport moyen N inorganique : P_t de 5.9. Donc, dans ce secteur particulier du lac Saint-Jean, on doit considérer comme possible que l'azote soit le facteur limitatif de la production autotrophe. Cette hypothèse expliquerait en grande partie le fait que l'azote soit absorbée plus rapidement que le phosphore dans le biota de la décharge de la rivière Ticouapé². Par la suite, la progression des eaux vers le large du lac s'accompagne d'une lente récupération du rapport N inorganique : P_t avec une tendance vers de plus hautes valeurs.

¹ Un inventaire écologique préliminaire démontre que les producteurs primaires de l'embouchure de la rivière Ticouapé sont surtout les macrophytes.

² Voir la section 4.3: "L'azote".

Les autres tributaires agricoles du lac Saint-Jean ont des valeurs du rapport N inorganique : P_t comparables à la Ticouapé. Ainsi, la Belle Rivière a un rapport moyen de 3 ce qui désigne donc l'azote comme le facteur chimique limitatif probable de la croissance autotrophe dans cette rivière¹.

Les rivières du bouclier canadien ont des valeurs du rapport N inorganique: P_t supérieures à 10 (Chamouchaouane: 18; Péribonca: 13.2) sauf la rivière Mistassini dont le rapport moyen se chiffre à 6.6. Les concentrations N inorganique dans cette rivière sont semblables à celles des autres rivières du bouclier canadien; toutefois, sa teneur en phosphore est un peu plus élevée. Les rejets de la ville de Dolbeau ont pu, dans ce cas, influencer nos échantillons mais il est aussi possible que les résultats expriment le véritable rapport N inorganique : P_t des eaux de cette rivière. Dans ce cas, le facteur limitatif de la production autotrophe pourrait bien être l'azote. La détermination en laboratoire du facteur limitatif (N, P ou N et P) de la croissance des algues dans des échantillons d'eau prélevées "in situ" (chapitre VI, tableau 6.9) démontre que parfois l'azote seul, parfois l'azote et le phosphore simultanément constituent les facteurs limitatifs dans la rivière Mistassini.

Toutefois, une analyse comparée des données portant sur le coefficient de stimulation de croissance avec des ajouts d'azote ou de phosphore ou des deux et des rapports naturels de N: P_t des échantillons de plusieurs stations du lac Saint-Jean avant les ajouts, démontre qu'il n'y a pas de relation significative entre ces deux types de résultats. Ainsi, par exemple, les expériences menées sur des prélèvements à la station 048 le 24.08.76, dont le rapport N inorganique : P_t était de 3.1, ont désigné le phosphore comme facteur chimique limitatif de la croissance des algues; à la station 055, le 18.08.76, où le rapport naturel

¹ Les rivières agricoles du lac Saint-Jean étant souvent très turbides le vrai facteur limitatif de leur production autotrophe en été est probablement la lumière.

N inorganique : P_t de l'eau était de 14, les périences contrôlées ont désigné l'azote comme facteur limitatif (voir chapitre VI).

Dans les eaux pélagiques du lac, les résultats de la même série d'expérience, nous amèneraient à conclure que le phosphore et l'azote sont les facteurs limitatifs dans la plus grande partie du lac. Toutefois, avec la méthodologie utilisée pour ce type de détermination¹, les ajouts d'azote (NO_3) et de phosphore (PO_4) augmentent les concentrations de nos échantillons à des valeurs environ égales à 0.7 mg l^{-1} pour l'azote et 0.06 mg l^{-1} pour le phosphore. Ces concentrations, semblables à celles trouvées dans les rivières agricoles, représentent des valeurs 10 à 100 fois plus élevées que celles trouvées dans les rivières du bouclier canadien et dans les eaux du lac Saint-Jean. Il est donc possible que les concentrations d'éléments nutritifs dans les eaux de ruissellement des rivières agricoles compte pour peu dans les eaux peu minéralisées du lac. Les résultats des études de la fertilité des eaux du lac peuvent refléter donc d'autres caractéristiques des eaux (ex.: matière organique, toxicité, oligo-éléments nutritifs, etc...).

En conclusion, il ne semble pas y avoir de relation significative entre les facteurs limitatifs de croissance déterminés en laboratoire et ceux déduits des rapports naturels N : P_t mesurés dans les échantillons prélevés dans le milieu. Toutefois, à partir d'autres caractéristiques limnologiques du lac Saint-Jean (voir section 13) et d'un travail subséquent² (INRS-Eau, 1979), nous sommes d'avis qu'en général, le facteur limitatif de la production autotrophe du lac Saint-Jean est le phosphore. Dans les rivières agricoles, et peut-être à l'occasion, la rivière Mistassini, l'azote peut jouer le rôle de facteur limitatif pendant certaines périodes si d'autres facteurs, par exemple la turbidité et la lumière, n'empêchent pas une utilisation optimale des

¹ Voir le chapitre VI à ce propos.

² Résultats non publiés (Visser *et al.*, 1979).

éléments nutritifs par les organismes. Dans certains secteurs du lac Saint-Jean, à proximité de l'embouchure des rivières agricoles, la dispersion de celles-ci dans les eaux du lac peut rendre les éléments nutritifs non encore utilisés par la rivière disponibles dans les eaux plus claires du lac. Simultanément, la valeur faible du rapport azote inorganique : P_t dans les eaux de mélange, surtout en période calme, peut donc favoriser la croissance des algues qui fixent l'azote (ex.: les algues bleu-vert, Anabaena). Ainsi, dans les eaux calmes, la matière particulaire de ces rivières sédimenterait dans le lac; comme, normalement, le facteur limitatif de la fixation de l'azote est la lumière, les algues se trouveraient donc concentrées soit à la surface de l'eau, soit plus en profondeur (Horne et Fogg, 1970) pendant les périodes de lumière intense (voir 5.1.3 de ce chapitre).

4.4.6 Les modèles de concentration de phosphore dans les eaux lacustres

Le modèle de Vollenweider (1968) est le début d'un processus de gestion des lacs basé sur la conceptualisation et la modélisation du comportement des éléments nutritifs. Son but immédiat est essentiellement de prédire la concentration des éléments non conservateurs. Le premier modèle de Vollenweider a établi la relation entre la concentration moyenne de phosphore à l'état d'équilibre (steady state) dans un lac en fonction de la charge en phosphore, en provenance du bassin versant, de la profondeur moyenne du lac, du taux de sédimentation vers le fond et du temps de séjour moyen des eaux dans la cuvette lacustre.

$$[\bar{P}] = \frac{L}{\bar{z} (\sigma + \rho)} \quad \text{Eq. 5.1}$$

où:

[P] est la concentration moyenne de phosphore dans le lac;

L est l'apport annuel spécifique de phosphore total (par unité de superficie du lac) ou "areal load" en $[g. m^{-2} an^{-1}]$;

z est la profondeur moyenne du lac en [m];

σ est le coefficient de sédimentation dans le lac;

ρ est le taux de renouvellement des eaux en $[an^{-1}]^1$.

Toutes ces variables sont relativement faciles à mesurer, sauf le taux de sédimentation (σ). Dillon et Rigler (1974) ont reformulé le modèle de Vollenweider comme suit:

$$[P] = \frac{L}{\bar{z} \rho} \cdot (1 - R_{exp}) \quad \text{Eq. 5.2}$$

avec

$$R_{exp} = 1 - \frac{Q_o [P]_o}{\sum Q_i [P]_i} \quad \text{Eq. 5.3}$$

où

$Q_o [P]_o$ est le débit massique de phosphore à la sortie du lac $[g. an^{-1}]$;

¹ Lequel est, comme on l'a vu au chapitre IV, l'inverse du temps de séjour moyen.

$\sum Q_i [P]_i$ est le débit massique total des apports en phosphore
[g. an⁻¹];

i et o pour les apports ("input") et les exports ("output")

Ainsi, R_{exp} tient lieu du coefficient de rétention nette du phosphore dans la cuvette. Dans ce modèle, les paramètres Q_o , $[P]_o$, Q_i , $[P]_i$, permettant d'estimer R_{exp} sont plus faciles à déterminer que le terme σ dans le modèle de Vollenweider. Toutefois, en pratique, très peu d'études fournissent assez de données un calcul pour précis du coefficient de rétention (R_{exp}). Kirchner et Dillon (1975) se sont inspirés des tentatives en ce sens et ils ont développé une relation empirique entre R_{exp} et un paramètre, la charge hydraulique spécifique (q_s)¹ lequel exprime l'hydrographie du bassin versant et la morphométrie du lac:

$$R_{exp} = 0.426 \bar{e}^{-0.271 q_s} + 0.574 \bar{e}^{0.00949 q_s} \quad \text{Eq. 5.4}$$

avec

$$q_s = \frac{Q}{A_{lac}} \quad [\text{m. an}^{-1}] \quad \text{Eq. 5.5}$$

où:

Q est le débit moyen annuel [$\text{m}^3 \text{an}^{-1}$];

A_{lac} est la superficie du lac [m^2].

¹ Laquelle est aussi appelée "vitesse d'apport hydraulique" en raison de ses unités de mesure: [L.T^{-1}].

Les modèles de Vollenweider (1968) et de Rigler et Dillon (1975) donnent une meilleure évaluation de la concentration de phosphore pendant l'isothermie du printemps car les hypothèses de base ne tiennent pas compte des phénomènes associés (compartiments) à la stratification thermique estivale.

Snodgrass et O'Mélia (1975) ont développé un modèle plus sophistiqué pour simuler l'évolution des concentrations de phosphore sous diverses formes (particulaire et dissout) dans l'épilimnion et l'hypolimnion des lacs au cours d'une année. Ce modèle comprend une cinquantaine de paramètres incluant les taux de sédimentation, de floculation, d'incorporation dans la biomasse, de minéralisation, de diffusion entre l'hypolimnion et l'épilimnion, etc... Toutefois, ces paramètres sont très difficiles à quantifier et ce modèle à une application encore très limitée.

Imboden (1974) a, pour sa part, développé un modèle qui tient compte lui aussi de la stratification thermique des eaux et qui est similaire à celui de Snodgrass et O'Mélia (1975). Ce modèle, dont les variables comprennent les taux de sédimentation, de minéralisation, d'échange de P_t à l'interface sédiment - eau et de photosynthèse, peut être modifié pour prédire la consommation d'oxygène dans l'hypolimnion. L'application de ce modèle aux données limnologiques ayant servi pour la calibration du modèle de Vollenweider (1968) donne de bons résultats surtout pour les lacs dont la profondeur moyenne se situe entre 20 et 50 m.

Larsen et Mercier (1976) ont repris l'idée d'un modèle pour prédire la concentration moyenne annuelle de phosphore dans un système lacustre

en état d'équilibre en s'appuyant sur la relation¹ suivante:

$$[P]_{\infty} = [\bar{P}]_i (1 - R_{\text{exp}}) \quad \text{Eq. 5.6}$$

où:

$[P]_{\infty}$ est la concentration moyenne annuelle du phosphore à l'état d'équilibre (∞);

$[P]_i$ est la concentration moyenne annuelle des apports ("input") en phosphore;

R_{exp} est le coefficient de rétention nette du phosphore proposé par Kirchner et Dillon (1975).

Pour faciliter l'application de leur modèle à divers lacs, ces chercheurs ont établi deux relations empiriques liant le coefficient de rétention R_{exp} à des paramètres physiques. Ce sont les suivantes:

$$R_{\text{exp}} = 0.86 - 0.143 \ln q_s \quad \text{Eq. 5.7}$$

(r = - 0.92)

$$R_{\text{exp}} = 0.482 - 0.112 \ln p_w \quad \text{Eq. 5.8}$$

(r = - 0.91)

¹ Avec quelques transformations, on constate que cette relation ne diffère pas en principe de 5.2 puisque:

$$\begin{aligned} \frac{L}{\bar{z} \rho} &\equiv \frac{\text{Apport annuel}}{A_{\text{lac}} \cdot z} \cdot \frac{\text{Volume du lac}}{\bar{Q}} \\ &\equiv \frac{[\bar{P}]_i \bar{Q}}{\text{Volume du lac}} \cdot \frac{\text{Volume du lac}}{\bar{Q}} \equiv [\bar{P}]_i \end{aligned}$$

où:

q_s est la charge hydraulique spécifique du lac (relation 5.5) et

p_w^1 est la décharge annuelle par unité de volume de la cuvette.

Etablies à partir d'un échantillon de 36 lacs de faible productivité, ces relations affichent des coefficients de corrélation (r) très significatifs quand la concentration moyenne annuelle des apports $[P]_j$ ne dépasse pas $25 \mu\text{g l}^{-1}$.

Plusieurs des modèles décrits précédemment utilisent le phosphore total comme variable principale (Vollenweider, 1968; Dillon et Rigler, 1975; Larsen et Mercier, 1976). Schaffner et Oglesby (1978a) ont développé un modèle pour calculer les concentrations de phosphore biodisponible dans les eaux lacustres. Ce modèle est basé sur la somme des apports en phosphore soluble et en phosphore facilement désorbé de la matière particulaire. De plus, ce modèle contient une variable Δmp (les apports totaux en phosphore au lac par unité de volume d'épilimnion) qui remplace la variable L dans les modèles de Vollenweider (1968) et Dillon et Rigler (1974, 1975).

Enfin, on doit mentionner que les modèles de Vollenweider (1968, 1969), de Dillon et Rigler (1975), Larsen et Mercier (1976) et Schaffner et Oglesby (1978a,b) considèrent les lacs comme un réacteur homogène ("one box model"). Les modèles de Snodgrass et O'Mélia (1975) et Imboden (1974) sont beaucoup plus complexes; développés en fonction

¹ Ici encore, on constate la proximité ou l'identité de deux variables soient p_w et le taux moyen de renouvellement des eaux (t_s^{-1}) décrit au chapitre IV à la section 5.2.1.

$$p_w \equiv t_s^{-1} = \frac{Q}{\text{Volume du lac}} : \frac{[\text{m}^3 \text{ an}^{-1}]}{[\text{m}^3]}$$

de la stratification thermique des lacs, deux réacteurs indépendants (épilimnion et hypolimnion, "two-box model") forment sa structure. Tous ces modèles ne tiennent pas compte des apports atmosphériques de phosphore qui constituent une source importante d'apport pour plusieurs lacs. De plus, les modèles sont conçus pour les lacs dont les eaux sont toujours aérobiques. Enfin, plusieurs auteurs soulignent que la validation de leurs modèles par l'application aux lacs dont le temps de séjour des eaux est très court (> 0.5 an) est très insatisfaisant Dillon (1975). On doit toujours appliquer ces modèles avec prudence (Thomann, 1977); ces modèles basés sur quelques variables, tels que la charge totale des apports en phosphore, la profondeur moyenne, la superficie du lac, etc... ne peuvent décrire que le comportement global des eaux. L'application de tels modèles pour expliquer des événements particuliers ou épisodiques, comme des variations à court terme de la concentration du phosphore, n'est pas du tout justifiée.

4.5 Application des modèles à la détermination du niveau trophique du lac Saint-Jean

A partir de ces modèles de la concentration de phosphore dans les eaux lacustres, les recherches ont été consacrées à relier ces premiers résultats au niveau trophique des lacs. Des relations simples et empiriques en ont découlé et leur application au lac Saint-Jean fera l'objet de cette section.

4.5.1 L'approche de Vollenweider

Le premier modèle de Vollenweider (1968) décrit par l'équation 5.1 a conduit à un diagramme empirique lequel tient compte implicitement de la sédimentation et du renouvellement des eaux et délimite trois lieux du niveau trophique (oligo-, méso-, eutrophe). La position d'un lac sur ce diagramme est déterminée par deux paramètres, soit sa profondeur moyenne et l'apport annuel spécifique de phosphore (L) en $[g\ m^{-2}\ an^{-1}]$. Plus tard, Vollenweider (1975) a modifié son diagramme (figure 5.35) pour tenir compte explicitement du temps de séjour moyen des eaux

lequel était compris dans le modèle décrit par la relation 5.1. Cette modification a permis d'améliorer la détermination du niveau trophique des lacs ayant un renouvellement rapide ce qui est évidemment plus convenable pour le lac Saint-Jean dont le taux de renouvellement est de l'ordre de 4 fois par année.

Dans notre cas, l'évaluation du paramètre L s'est opérée de différentes manières. A partir des mesures¹ de concentration dans les tributaires, l'apport spécifique de phosphore serait, pour l'année de mesure 1976, de $0.66 \text{ g m}^{-2} \text{ an}^{-1}$. Selon les apports théoriques évalués au chapitre III à l'aide du modèle d'apports, l'apport annuel spécifique de phosphore pour 1976 serait de $1.0 \text{ g m}^{-2} \text{ an}^{-1}$. D'autres travaux plus récents (INRS-Eau, 1979) et plus précis ont permis de ramener ce chiffre à $0.95 \text{ g m}^{-2} \text{ an}^{-1}$. **Introduites dans le premier diagramme de Vollenweider (1968), ces valeurs donneraient le lac Saint-Jean comme carrément eutrophe; cependant, le second diagramme lequel décrit mieux le niveau trophique des lacs à renouvellement rapide conduit à un résultat moins pessimiste puisque le lac Saint-Jean se situerait dans la zone de transition mésotrophe.**

4.5.2 L'approche de Snodgrass et O'Mélia

L'application du modèle de Snodgrass et O'Mélia (1975) à la détermination du niveau trophique procède d'une approche semblable à celle de Vollenweider sauf que le diagramme délimitant les lieux du niveau trophique est représenté en trois dimensions. Les paramètres sont l'apport annuel spécifique (L) en $\text{g m}^{-2} \text{ an}^{-1}$, la profondeur moyenne (Z) et la charge hydraulique spécifique (q_s) en m an^{-1} . Pour des lacs ayant une profondeur moyenne comprise entre 10 et 100 m et une charge hydraulique spécifique comprise **entre 10 et 100 m. an⁻¹, ce diagramme (Snodgrass et O'Mélia) conduit à des résultats similaires à ceux du deuxième diagramme de Vollenweider. C'est le cas du lac Saint-Jean lequel serait encore inclus dans la zone de transition mésotrophe.**

¹ Données extrapolées sur la période d'une année pour tous les tributaires.

4.5.3 L'approche de Larsen et Mercier

L'approche d'Imboden (1974) décrite à la section précédente s'avère impraticable étant donné notre manque de données concernant des variables essentielles de ce modèle.

Il n'en est pas de même pour le modèle de Larsen et Mercier (1976) lequel fait appel à des paramètres plus faciles à déterminer. Basé sur un concept essentiellement semblable aux autres modèles, il débouche sur un diagramme du niveau trophique lequel comprend, en ordonnée, la concentration moyenne annuelle en phosphore des tributaires $[P]_i$ et, en abscisse, le coefficient de rétention nette (R_{exp}) dans les sédiments. Ce dernier paramètre, estimé par la relation 5.7 a comme valeur pour le lac Saint-Jean .31; quant au premier ($[P]_i$), sa valeur a été obtenue grâce aux résultats du modèle d'apport (chapitre III) et se situe autour de 22.7 mg l^{-1} . Ainsi donc, selon la relation 5.6, la concentration moyenne théorique en phosphore du lac Saint-Jean à l'état d'équilibre ($[P]_{\infty}$) serait de 15.7 mg l^{-1} . **Selon le diagramme de Larsen et Mercier, et des valeurs théoriques, le lac Saint-Jean serait mésotrophe.** Par contre, en utilisant les données mesurées en 1976 du phosphore dans les tributaires, la valeur de $[P]_i$ se trouve ramener à 15.0 mg l^{-1} ; $[P]$ se situe alors autour de 10.4 mg l^{-1} et, par conséquent, le niveau trophique du lac s'approche du stade oligotrophe.

4.5.4 L'approche de Dillon, Rigler et Kirchner

Dillon et Rigler (1974a, 1974b et 1975) ont développé un mode d'évaluation du niveau trophique des lacs basé sur la relation entre la concentration moyenne du phosphore dans les eaux du lac au printemps et la concentration moyenne mesurée de chlorophylle-a en été ($[chl.-a]$). Le premier paramètre est estimé à partir du modèle de Vollenweider (le $[P]$ de la relation 5.2). Après une revue de la littérature et leurs propres études sur 19 lacs du sud de l'Ontario, ils ont proposé la relation empirique suivante:

$$\log_{10} [\text{chl.-a}] = 1.449 \log_{10} [\text{P}] - 1.136 \quad \text{Eq. 5.9}$$

où

$[\text{chl.-a}]$ et $[\text{P}]$ sont en $[\text{mg l}^{-1}]$

L'application de cette approche au lac Saint-Jean demande d'abord de connaître la concentration de phosphore dans les eaux du lac au printemps; cette valeur estimée à partir du modèle d'apport et de la relation 5.2 est égale à 15.2 mg l^{-1} et elle s'approche de celle obtenue par l'approche de Larsen et Mercier (15.7 mg l^{-1}). La différence réside dans l'estimation de la fraction R_{exp} du phosphore exportée vers les sédiments. Dans le premier cas, cette fraction égale à .38 est estimée grâce à la relation 5.4; dans le deuxième, nous obtenons .31 par la relation 5.7. La différence entre les deux estimations est de l'ordre de 23%.

L'estimation de la concentration de chlorophylle-a découle de la relation 5.9. Pour le lac Saint-Jean, cette valeur est égale à $3.7 \mu\text{g l}^{-1}$ et **95% de chance de se trouver entre 1 et 10 mg l^{-1} . Selon Wetzel (1975), cette valeur de la chlorophylle-a (3.7) est caractéristique d'un milieu oligo-mésotrophe.**

Par ailleurs, il est nécessaire de rappeler que la concentration de phosphore dans les eaux pélagiques (centre du lac) du lac Saint-Jean est de l'ordre de $6 \mu\text{g l}^{-1}$ (tableau 5.10). Cette valeur est nettement moins élevée que celles obtenues théoriquement par l'application des modèles rapportés précédemment. D'autre part, si l'on applique la valeur des apports obtenus par les mesures de concentration de phosphore dans les tributaires au lieu des apports théoriques (chapitre III) dans le modèle de Dillon et Rigler (relation 5.2) la concentration moyenne

de phosphore dans le lac serait de $9.3 \mu\text{g l}^{-1}$, ce qui tend évidemment à ramener vers l'oligotrophie l'évaluation du niveau trophique.

4.5.5 Rétention du phosphore dans le lac Saint-Jean

D'autre part, les valeurs de la fraction retenue R_{exp} du phosphore par le lac Saint-Jean (.31 pour le modèle de Larsen et Mercier et .38 pour celui de Kirchner et Dillon, 1975) nous semblent surestimer la réalité. En effet, en opérant un bilan à partir des concentrations effectives mesurées dans les tributaires (15.0 mg l^{-1} , en moyenne) et l'effluent principal (dans la Grande Décharge à la station 06: $[\text{P}] = 14 \text{ mg l}^{-1}$; à la station 026 $[\text{P}] = 12 \text{ mg l}^{-1}$), la valeur réelle de R_{exp} serait beaucoup plus basse (.1) que l'estimation théorique. **On déduit alors de cette estimation que, d'une part, les modèles auraient tendance à sous-estimer la masse de phosphore qui participe à la production et, d'autre part, que des recherches plus précises sur le bilan en phosphore du lac Saint-Jean pourraient s'avérer nécessaire étant donné son rôle de facteur limitatif.**

4.5.6 Temps de réponse du lac Saint-Jean

Au chapitre IV, il est démontré que le lac Saint-Jean a des propriétés physiques telles que sa réponse à une impulsion physico-chimique pourra s'avérer très rapide. Ces propriétés, l'apport hydrologique et le volume, définissent un temps de séjour moyen des eaux dans la cuvette d'approximativement 3 mois. Dillon et Rigler (1975) ont proposé une approche qui débouche sur un paramètre, la demi-vie ($t_{\frac{1}{2}}$), laquelle permet d'établir l'ordre de grandeur (R) du temps requis par un lac pour répondre à une augmentation ou à une diminution de la charge en phosphore apportée à celui-ci. Ce paramètre, indépendant des états d'équilibre initial et final de la concentration du lac, ne dépend que des taux de renouvellement de l'eau et de sédimentation du phosphore.

$$t_{\frac{1}{2}} = \frac{0.69}{\rho + \frac{10}{\bar{z}}} \quad \text{Eq. 5.10}$$

où

$\rho = \frac{Q}{V}$ est le taux de renouvellement des eaux

$\frac{10}{\bar{z}}$ est une approximation du taux de sédimentation

\bar{z} est la profondeur moyenne

Cette demi-vie représente le temps requis pour qu'un changement de concentration conduisant d'un état d'équilibre à un autre se soit produit à moitié. Dillon et Rigler suggèrent de multiplier par 3 à 5 ce paramètre pour obtenir le temps de réponse effectif ce qui représente environ 87.5 à 97% du changement.

Pour le lac Saint-Jean, le temps de réponse à un changement dans les apports en phosphore soit par augmentation soit par diminution serait donc de .57 année. Cette caractéristique rend donc la masse d'eau très sensible aux activités humaines sur le bassin versant.

4.5.7 Conclusion

De l'application des multiples modèles, des conclusions importantes peuvent être tirées en vue des études futures à être menées ou encore en fonction des interventions éventuelles pour conserver le milieu lacustre.

D'abord, il semble que le niveau trophique du lac Saint-Jean se situerait en général entre l'oligotrophie et la mésotrophie. Cependant, cette conclusion s'appuie sur des modèles qui considèrent des

masses d'eau relativement homogènes. Ce n'est évidemment pas le cas du lac Saint-Jean qui on l'a vu, aurait tendance à demeurer plutôt hétérogène et à perpétuer loin de leur embouchure la qualité des eaux des multiples rivières qui l'alimentent. **Il est donc fort plausible de rencontrer à un moment donné, divers états trophiques qui rendraient compte simultanément de la variabilité spatiale de la concentration en phosphore ou du comportement des autres éléments nutritifs.**

Etant donné ce facteur d'incertitude quant à l'applicabilité des modèles (hypothèses d'homogénéité et de régime permanent), l'importance du phosphore comme facteur limitatif de sa production biologique et la sensibilité du lac Saint-Jean aux variations rapides de concentration de cet élément dans les tributaires, il est suggéré que la recherche des origines, du comportement et de la destination et du bilan du phosphore fasse l'objet d'une attention particulière dans le futur.

5. LES PARAMETRES BIOLOGIQUES ET LA PRODUCTION DU MILIEU

5.1 La chlorophylle

La chlorophylle est le pigment photosynthétique le plus répandu dans les organismes photo-autotrophes (Parsons, 1961). Depuis de nombreuses années, une littérature abondante décrit l'utilisation des valeurs de chlorophylle comme mesure de la biomasse des organismes photosynthétiques du milieu aquatique (Schindler, 1978; Dillon et Rigler, 1974; Berman et Eppley, 1974; Strickland, 1960). De plus, les valeurs moyennes de chlorophylle pendant les périodes de production sont utilisées pour déterminer le niveau trophique (oligo-, méso, eutrophe) des lacs (Wetzel, 1975).

Dans l'étude physico-chimique du lac Saint-Jean, nous avons élaboré notre programme d'échantillonnage et de mesure de chlorophylle dans cette deuxième optique. En 1974 et 1975, nous avons échantillonné les tributaires du lac Saint-Jean et le centre du lac, ceci pour évaluer les niveaux trophiques respectifs des tributaires et du lac¹. En 1976, nous avons concentré notre échantillonnage sur quelques tributaires qui, en avons-nous jugé, influençaient fortement la production du lac pendant la période de température maximale des eaux courantes en juillet-août. De plus, nous avons étendu notre réseau de stations sur le lac lui-même pour inclure des zones (la partie peu profonde au nord-ouest du lac, Roberval et Saint-Gédéon) que nous croyions comme devant être les plus sensibles aux apports de ces tributaires.

Les valeurs moyennes non corrigées de chlorophylle pour les eaux des tributaires et du lac Saint-Jean pour 1974 et 1975, sont reproduites au tableau 5.1. Les valeurs moyennes de chlorophylle-a corrigées pour la présence

¹ La détermination du niveau trophique des eaux par l'utilisation des valeurs de chlorophylle ne s'applique qu'aux lacs seulement. Nous avons toutefois appliqué cette méthode de classification aux rivières vu que nos stations d'échantillonnage sont à l'embouchure ou très proches de l'embouchure de ces dernières dans le milieu lacustre.

de phaeophytines sur quelques tributaires et pour diverses zones du lac Saint-Jean en 1976 sont données au tableau 5.11. L'évolution temporelle de la concentration de chlorophylle de plusieurs stations des tributaires et du lac est illustrée aux figures 5.36 à 5.46. Enfin, les figures 5.47 à 5.50 permettent d'apprécier la distribution spatiale des apports en chlorophylle et en phaeophytine des tributaires vers le lac pendant la période d'échantillonnage de 1976; les figures 5.51 et 5.52 illustrent la distribution spatiale de la concentration de chlorophylle dans le lac enregistrée au cours de deux passes d'échantillonnage au printemps et à l'été de 1976.

5.1.1 L'activité autotrophe en regard de l'activité hétérotrophe

Pour l'année 1976, nous avons corrigé les mesures de chlorophylle totale pour la présence des phaeophytines qui en sont des produits de dégradation. Les quantités relatives de phaeophytine permettent d'apprécier la quantité de matière détritale en suspension en plusieurs lieux (Wetzel, 1975). Le rapport phaeophytine : chlorophylle-a peut donc servir comme indice du potentiel hétérotrophe microbologique (utilisation de la matière détritale) en regard de l'activité autotrophe (biomasse autotrophe¹) du milieu. Dans cette étude, nous nous sommes servis d'un autre indice biochimique qui peut donner une appréciation de l'importance respective des organismes autotrophes en regard de toute la population des organismes microbologiques: il s'agit du rapport chlorophylle-a : ATP². Vu la complexité et la dynamique de l'activité microbologique, nous n'avons aucune prétention que ces indices représentent fidèlement la situation à un moment donné; toutefois, nous les avons utilisés pour décrire les tendances de l'activité hétérotrophe - autotrophe. Théoriquement, on devrait constater une relation inverse entre les deux indices. Dans le cas des eaux du lac Saint-Jean, il semble y avoir globalement une telle relation (figure 5.35).

¹ La chlorophylle est utilisée comme un paramètre de la biomasse autotrophe (Berman et Eppley, 1974). Elle ne peut donner une appréciation de l'activité autotrophe qu'en certaines périodes.

² Adénosine-triphosphate (ATP).

Il faut souligner que les mesures de chlorophylle totale dans nos échantillons représentent la quantité de cette matière dans les organismes retenus par un filtre d'un micron (1μ). Presque tous les organismes autotrophes microbiologiques ont une dimension caractéristique plus grande que 1μ ; toutefois, la majorité des organismes hétérotrophes (bactérie) sont plus petits que cette dimension. Le fait que nous ayons mesuré l'ATP sur les organismes retenus aussi par un filtre de 1μ , aurait pu donc fausser les conclusions des résultats par l'application de l'indice chlorophylle-a : ATP comme mesure de l'activité relative des hétérotrophes et autotrophes. Dans le cas des échantillons du lac Saint-Jean, nous avons souvent trouvé qu'il n'y avait pas de différence significative entre la quantité d'ATP déterminée sur les organismes retenus par un filtre de 1μ et celle déterminée sur les organismes retenus par un filtre d'une plus petite porosité (0.45μ). Il apparaît que la majorité des micro-organismes hétérotrophes sont associés avec la matière détritale et sont donc retenus par un filtre d'une porosité plus grande que 0.45μ . En tenant compte de tous ces faits et du niveau d'information recherchée, nous avons retenu l'utilisation, avec réserve, de l'indice chlorophylle-a : ATP dans notre analyse des données du lac Saint-Jean.

5.1.2 La production et le niveau trophique des tributaires

Une comparaison des valeurs moyennes de chlorophylle totale des tributaires du lac Saint-Jean, en 1974 et 1975, démontre que, dans les rivières agricoles, les concentrations de cette matière sont beaucoup plus élevées que celles des grandes rivières du bouclier canadien. Ainsi, toutes les rivières dont la qualité physico-chimique est influencée par l'activité agricole (voir la section 4 sur les éléments nutritifs), affichent des valeurs moyennes de chlorophylle totale de 4.4 à $8.3 \mu\text{g l}^{-1}$ (Ticouapé, $8.3 \mu\text{g l}^{-1}$; Belle Rivière, $5.8 \mu\text{g l}^{-1}$ et aux Chicots et Moreau, $4.4 \mu\text{g l}^{-1}$). Par contre, les grandes rivières du bouclier, dont les eaux sont pauvres en éléments nutritifs, présentent des valeurs moyennes de chlorophylle totale plus basses (Métabetchouane, $1.5 \mu\text{g l}^{-1}$;

Ouiatchouane, $1.8 \mu\text{g l}^{-1}$; Chamouchouane, $0.9 \mu\text{g l}^{-1}$; Mistassini, $1.3 \mu\text{g l}^{-1}$; Mistassibi, $0.8 \mu\text{g l}^{-1}$). Dans le cas de la rivière Péribonca, la valeur moyenne ($2.2 \mu\text{g l}^{-1}$) est élevée vu la présence dans notre échantillonnage d'une forte valeur de concentration de chlorophylle ($9.3 \mu\text{g l}^{-1}$) mesurée au mois d'août 1975 (figure 5.43). La dynamique élevée des paramètres biochimiques et biologiques du système aquatique occasionne, en effet, beaucoup plus de problèmes d'échantillonnage, de mesures et de synthèse des données que la plupart des paramètres chimiques (ex.: les éléments majeurs). Dans le cas de la rivière Péribonca, nous n'avons pu déterminer si cette valeur représentait fidèlement la qualité de la rivière à ce moment-là. Il faut souligner qu'aucune valeur si élevée de chlorophylle n'a été rencontrée sur cette rivière en 1976. Sauf pour la rivière Péribonca, les valeurs moyennes de chlorophylle totale de 1976 sont très similaires pour tous les tributaires aux valeurs de 1974-75 (ex.: Ticouapé, $8.3 \mu\text{g l}^{-1}$ en 1974-75; $9.3 \mu\text{g l}^{-1}$ en 1976; Belle rivière $5.7 \mu\text{g l}^{-1}$ en 1974-75, $5. \mu\text{g l}^{-1}$ en 1976; Chamouchouane $0.9 \mu\text{g l}^{-1}$ en 1974-75, $1.3 \mu\text{g l}^{-1}$ en 1976). Les valeurs moyennes de 1976 sont biaisées un peu vers le haut en regard de celles de 1974-75; ceci est dû au fait que l'échantillonnage des tributaires en 1976 a été restreint à la période de la production maximale de chlorophylle dans les rivières, c'est-à-dire, en juillet et août.

Les concentrations de chlorophylle des rivières agricoles et de celles du bouclier canadien démontrent le même comportement temporel. Les valeurs maximales de chlorophylle sont, en effet, concomitantes avec les valeurs maximales de la température des eaux courantes en juillet et août (Belle rivière, figure 5.38; Rivière à l'Ours, figure 5.39; Chamouchouane, figure 5.40; Ticouapé, figure 5.41; Mistassini, figure 5.42; Péribonca, figure 5.43).

En conclusion, la production autotrophe globale des rivières est reliée fortement à l'utilisation du bassin et aux apports en éléments nutritifs. Pour illustrer ce fait, nous avons reproduit à la figure

5.53 la relation entre la valeur moyenne de chlorophylle et les apports théoriques en phosphore pour les tributaires. Selon le tableau de Wetzel (1975) établissant un rapport entre les valeurs moyennes de chlorophylle et le niveau trophique des eaux, toutes les rivières du bouclier canadien se classent comme oligotrophes tandis que les rivières agricoles se trouvent dans la classe mésotrophe. Sur la base des valeurs maximales de chlorophylle enregistrées dans les rivières agricoles, l'une d'entre elles, la Ticouapé, est nettement eutrophe.

Une comparaison des valeurs de chlorophylle, corrigées pour la présence de phaeophytine, dans les eaux des rivières agricoles en 1976 (tableau 5.11) démontre que, même si la valeur moyenne de chlorophylle totale (chlorophylle-a et phaeophytine) est plus élevée dans la rivière Ticouapé, la valeur moyenne de chlorophylle-a est plus élevée dans la Belle Rivière. Etant donné que la chlorophylle-a est le pigment actif dans la photosynthèse, on peut conclure que la production réelle autotrophe de la Belle Rivière est plus élevée que celle de la rivière Ticouapé. Une comparaison des indices de l'activité hétérotrophe - autotrophe (phaeophytine : chlorophylle-a, Belle Rivière, 0.92; Ticouapé, 2.89; et chlorophylle-a : ATP, Belle Rivière, 5.94; Ticouapé, 3.53) semble confirmer cette nature plus autotrophe des eaux de la Belle Rivière. Les valeurs relativement plus élevées de carbone organique dissous et les valeurs plus basses d'oxygène dissous dans la rivière Ticouapé par rapport à celles de la Belle Rivière peuvent être retenues comme indice de la nature relativement plus hétérotrophe de la rivière Ticouapé. Les indices de l'activité hétérotrophe - autotrophe semblent contradictoires en ce qui concerne la nature des processus microbiologiques dans la Chamouchouane (phaeophytine : chlorophylle-a, 1.62; chlorophylle-a : ATP, 6.50).

5.1.3 La production et le niveau trophique des eaux du lac Saint-Jean

En 1974-75, la valeur moyenne de la concentration de chlorophylle-a dans les eaux¹ du lac Saint-Jean est $1.2 \mu\text{g l}^{-1}$. Cette valeur est du même ordre de grandeur que celles rapportées par Schindler (1978), Duthie et Ostrofsky (1974) et Kerekes (1974) pour les eaux peu minéralisées du bouclier canadien. La valeur moyenne du lac est très similaire à celle de ses tributaires du bouclier canadien ($0.9 - 2.2 \mu\text{g l}^{-1}$). Nous avons cru à partir de cette observation que la valeur moyenne de la biomasse autotrophe dans les eaux du lac Saint-Jean devrait être similaire à celle trouvée dans ces rivières. Tel n'est pas le cas. En effet, la biomasse des algues mesurée dans les mêmes échantillons d'eau qui ont servi pour la détermination de chlorophylle totale, est beaucoup plus élevée dans les eaux du lac que dans celles des rivières (figure 5.54). Il faut souligner que ces mesures de biomasse algale ont été faites sur des organismes plus grands que 64μ ("net phytoplankton", Contant (1977)). Etant donnée que la majeure partie de la biomasse phytoplanktonique des eaux des rivières du bouclier canadien est constituée de petites algues flagellées et du nanoplankton et que les eaux lacustres renferment une population de grandes algues, il est très possible que ces valeurs comparées de la biomasse réelle totale des eaux soient plus voisines que la figure 5.54 le laisse voir. Ce fait peut donc expliquer la faible relation globale entre la concentration de chlorophylle totale et la biomasse algale (64μ) reproduite à la figure 5.55. Toutefois, pour certaines dates, par exemple, le 8 août 1975, il semble y avoir une relation plus nette entre la concentration de chlorophylle totale et la biomasse algale; ceci pourrait refléter l'importance relativement accrue de la population d'algues de grandes dimensions par rapport à toute la population autotrophe pendant cette période.

En 1975, des prélèvements d'eau en profondeur au centre du lac nous ont permis de constater la présence d'une zone active de photosynthèse

¹ Valeur moyenne des eaux de surface et de profondeur.

en profondeur (figure 5.7 et 5.56). Cette zone se déplace en profondeur vers la fin de l'été et semble suivre la progression de la thermocline (voir le chapitre IV), mais à une profondeur plus faible (5 - 10 mètres). De telles zones de photosynthèse¹ dans les lacs d'eau claire et peu minéralisée ont déjà été repérées par Fee (1976) et d'autres auteurs (Berman et Eppley, 1974).

La concentration maximale de chlorophylle totale ($1.6 \mu\text{g l}^{-1}$) dans les eaux de surface au centre du lac se produit au mois de septembre ce qui distingue les eaux du lac des eaux des tributaires dont le maximum de production se produit aux mois de juillet et d'août. Nos prélèvements d'eau en profondeur n'ayant été effectués qu'en période de calme, nos résultats peuvent donc refléter une distribution de production qui ne se produit qu'en de telles circonstances. En période de forte turbulence, cette stratification peut être rapidement détruite pour faire place à une distribution homogène de chlorophylle dans tout l'épilimnion. Il est possible que ce phénomène soit à l'origine des "blooms" observés à la surface du lac Saint-Jean vers la fin d'été. En effet, dans une période calme, il y a des zones de production en profondeur et en surface. La déstratification de ces zones par la turbulence pendant une période météorologique venteuse peut causer une mortalité élevée dans les populations autotrophes qui, par la suite, ayant perdu leur mobilité, remontent à la surface du lac dans une période d'eau calme. Cette hypothèse est très rudimentaire mais doit être vérifiée dans les années à venir.

En 1976, la valeur moyenne de chlorophylle totale au centre du lac ($1.3 \mu\text{g l}^{-1}$) rejoint celle des années 1974-75 ($1.2 \mu\text{g l}^{-1}$); selon la classification de Wetzel (1975), le lac se classe globalement comme oligotrophe.

¹ Il est possible que les eaux de minéralisation que nous avons déjà repérées en profondeur du lac Saint-Jean (voir section sur le carbone particulaire) permettent la diffusion des éléments nutritifs en forme disponible vers les zones profondes de production autotrophe.

De plus, en 1976, nous avons délimité certaines zones spécifiques pour vérifier les effets des rivières agricoles (Belle Rivière et Ticouapé) sur ces milieux. Ainsi, par exemple, nous avons établi des stations à proximité du centre urbain de Roberval pour vérifier son influence sur les eaux de la zone sud-ouest du lac. L'échantillonnage de ces zones nous a permis de constater une distribution hétérogène de la chlorophylle en surface. On note particulièrement les valeurs moyennes relativement élevées de chlorophylle-a à la station 55 (Saint-Gédéon, $1.6 \mu\text{g l}^{-1}$) et aux stations 67 et 68 (Roberval, $0.9 \mu\text{g l}^{-1}$) qui reflètent respectivement l'influence de la Belle Rivière et de la ville de Roberval sur les eaux de surface (tableau 5.11). Les apports préférentiels en éléments nutritifs disponibles dans ces zones sont aussi reflétés par les indices de l'activité hétérotrophe - autotrophe. Ces derniers indiquent:

- i) que la zone de Saint-Gédéon (phaeophytine : chlorophylle-a, 0.66; chlorophylle-a : ATP, 6.96) est fortement autotrophe et doit supporter une forte population d'algues;
- ii) que la zone de Roberval est moins productive et autotrophe (chlorophylle-a, $0.9 \mu\text{g l}^{-1}$; phaeophytine : chlorophylle-a, 1.16) que celle de Saint-Gédéon mais plus productive et plus autotrophe que la zone du nord-ouest du lac (chlorophylle-a, $0.42 \mu\text{g l}^{-1}$; phaeophytine : chlorophylle, 1.90) et celle du centre du lac (chlorophylle-a, 0.52; phaeophytine : chlorophylle-a, 1.46).

La partie nord-ouest du lac Saint-Jean ne semble donc être influencée par les apports de la rivière Ticouapé contrairement à la zone du lac à l'embouchure de la Belle Rivière. Une explication possible de ce phénomène est que les éléments nutritifs en provenance de la rivière Ticouapé sont utilisés par les algues benthiques et les macrophytes qui sont abondants à l'embouchure de cette rivière. Par contre, l'embouchure de la Belle Rivière est exposée au vent dominant et la dynamique

du substrat à proximité de la rive du lac ne favorise pas l'implantation de plantes benthiques. Les éléments nutritifs sont donc diffusés au large dans les eaux du lac où ils sont assimilés par les organismes pélagiques de préférence aux plantes benthiques (voir 4.4.5 de ce chapitre).

En ce qui concerne la principale décharge du lac Saint-Jean (station 03, 06, 026), les concentrations de chlorophylle-a et les indices d'activité hétérotrophe - autotrophe ressemblent beaucoup à ceux du centre du lac.

En conclusion, le lac se classe globalement comme oligotrophe avec un maximum de production tard dans l'été. On constate une distribution hétérogène verticale (en profondeur) et horizontale (en surface) des organismes autotrophes. Des zones de production autotrophe élevée ont été repérées dans les parties sud-est et sud-ouest du lac et semblent être le résultat des apports respectifs du centre urbain de Roberval et de la Belle Rivière. De tous les tributaires du lac Saint-Jean, ce dernier semble avoir le plus d'effet à son embouchure en termes de production.

5.1.4 Comparaison du lac Saint-Jean à d'autres lacs d'Amérique du Nord

Enfin, nous terminons ce chapitre de l'étude physico-chimique des eaux du lac Saint-Jean par une comparaison entre des valeurs de chlorophylle du lac Saint-Jean, des grands lacs (Canada - Etats-Unis) et de deux lacs du Québec (lac Hélène et lac Matamek) qui n'ont jamais connu une influence anthropique intense sur leur bassin versant. La figure 5.57 démontre que le lac Saint-Jean se situe nettement dans la classe oligotrophe comme ces deux autres lacs du Québec. On peut conclure, donc, que malgré l'activité anthropique dans le bassin du lac Saint-Jean, la productivité globale des eaux du lac est probablement peu influencée par les apports en éléments nutritifs. Toutefois, la présence de quelques zones où les eaux de surface démontrent une production

biologique plus importante sous l'influence de bassins versants à tendance agricole ou de l'urbanisation du territoire nous invite à une plus grande prudence dans le développement des multiples activités humaines sur le territoire (drainage agricole, cultures sans sol, épandage de lisier de porc, fertilisation, urbanisation, industrialisation). Leur encadrement dans une planification intégrée des usages de l'eau sur l'ensemble du bassin versant du lac Saint-Jean ajouté à un contrôle efficace seraient certainement de nature à protéger l'intégrité du milieu aquatique. De telles politiques ont été mises en oeuvre dans la région des Grands Lacs et parfois à grands frais compte tenu du délai qui a été nécessaire pour une véritable prise de conscience régionale.

5.2 l'ATP¹

L'ATP est un co-enzyme intracellulaire qui assure le transfert de l'énergie produite par certaines réactions vers des sites d'utilisation. Etant donné la nature très dynamique du "pool" d'ATP dans la cellule et de son temps de renouvellement de quelques secondes, une fluctuation des taux d'utilisation d'énergie de l'organisme n'occasionne pas nécessairement une variation concomitante du taux de production d'ATP dans les cellules. A partir de ce concept d'un "pool" constant d'ATP, Holm-Hansen et Booth (1966) ont proposé l'utilisation du paramètre ATP comme mesure de la biomasse totale microbiologique des écosystèmes naturels.

Les avantages cités par Holm-Hansen et Booth sur les autres méthodes sont que:

- l'ATP se dégrade extrêmement rapidement (quelques secondes) après la mort des cellules;
- l'ATP est extrait complètement des cellules vivantes et n'est pas dégradé par la technique d'extraction et de conservation utilisée;

¹ Adénosine Triphosphate

- la méthode de mesure est rapide, très sensible, spécifique et n'est pas sujette à interférence par d'autres composantes de la matière cellulaire.

La méthodologie de travail de Holm-Hansen et Booth leur a permis d'obtenir plus d'informations sur ces points énumérés et de démontrer la validité de l'ATP comme mesure de biomasse. Ces auteurs ont établi que le facteur de conversion de l'ATP ($\mu\text{g l}^{-1}$) en biomasse ($\text{C } \mu\text{g l}^{-1}$) est de 250. Suite aux résultats d'Holm-Hansen, le développement de cette méthode s'est poursuivi dans plusieurs laboratoires (Jones *et al.*, 1976). Toutefois, l'utilisation de la méthode sur des échantillons naturels est très difficile et l'interprétation des résultats doit être abordée avec prudence (Karl et Larock, 1975). Au moment où nous avons commencé l'étude du lac Saint-Jean, en 1974 et 1975, il n'existait qu'un seul rapport dans la documentation scientifique sur l'utilisation de l'ATP comme mesure de biomasse microbiologique dans les eaux douces du bouclier canadien (Rudd et Hamilton, 1973). Conscients du danger d'interpréter des résultats obtenus à l'aide d'une méthode de mesure pas encore au point, nous avons surtout fait une recherche exploratoire. Les résultats de cette recherche feront partie d'une publication à venir; toutefois, pour ce rapport, nous avons retenu les résultats suivants.

Les valeurs d'ATP (tableau 5.1) sont très faibles dans les rivières du bouclier canadien. Dans les rivières agricoles, les valeurs d'ATP sont de 5 à 7 fois plus élevées. La valeur d'ATP ($0.22 \mu\text{g l}^{-1}$) dans les eaux du lac à proximité de l'embouchure de la Belle Rivière (station 055) semble refléter l'influence de ce cours d'eau dans la région de Saint-Gédéon. La valeur moyenne dans les eaux au centre du lac ($0.18 \mu\text{g l}^{-1}$) est plus élevée que dans les grandes rivières du bouclier canadien vu, probablement, la présence de phytoplancton en plus grande quantité dans les eaux lacustres que dans les eaux des rivières. Rudd et Hamilton (1973) ont rapporté approximativement les mêmes valeurs pour le lac 302, un lac oligotrophe dans le nord-ouest de l'Ontario.

Une étude comparative de ces résultats d'ATP avec d'autres données limnologiques fait souvent ressortir des contradictions concernant l'importance relative de la biomasse phytoplanctonique dans la biomasse totale microbiologique du lac. Si nous utilisons le facteur de conversion de l'ATP en biomasse ($\times 250$), la valeur moyenne de la biomasse des organismes plus grands que 1μ , c'est-à-dire le phytoplancton, pour le lac Saint-Jean (station 022) serait de $45^1 \mu\text{g C l}^{-1}$. Contant (1977) rapporte des valeurs moyennes de biomasse phytoplanctonique en été, en 1975, de $300 - 400 \cdot 10^6 \mu\text{m}^3^{-1}$ (figure 5.54) ce qui représente des valeurs de biomasse exprimée en carbone de 100 à $150 \mu\text{g C l}^{-1}$. Il semble donc que notre méthode d'extraction sous-estime la concentration de l'ATP dans les cellules retenues par les filtres.

Vu les écarts entre les valeurs de la biomasse obtenues par la technique de mesure d'ATP et par la technique de comptage visuel, il s'avère difficile d'interpréter rigoureusement ces données quant à la dynamique du phénomène de la production biologique de l'évolution quantitative de l'ATP.

¹ Les valeurs de biomasse de l'ordre $100 \mu\text{g C l}^{-1}$ sont caractéristiques des lacs oligotrophes (Ostrofsky et Duthie, 1975).

6. BIBLIOGRAPHIE

- ARMSTRONG, F.A.J. and D.W. SCHINDLER. (1971).
Preliminary chemical characterization of waters in the Experimental
Lakes area, Northwestern Ontario: J. Fish. Res. Board Can. 28: 171-
187.
- BARICA, J. and F.A.J. ARMSTRONG. (1971).
Contribution by snow to the nutrient budget of some small Northwest
Ontario Lakes. Limnol. and Oceanogr. 16: 891-899.
- BARRET, P.H. (1957).
Potassium concentrations in fertilized trout lakes. Limnol. Oceanogr.
2: 287-294.
- CHIAUDANI, G. and M. VIGHI. (1974).
The N:P ratio and tests with Selanastnum to predict eutrophication in
lakes. Water Res. 8: 1063-1069.
- CONTANT, H. (1976).
Species composition and algal biomass of Lac St-Jean, Québec and some of
its important rivers. Thèse de maîtrise ès Sciences. University of
Waterloo, 1976.
- DE MARCH, L. (1975).
Nutrient budgets for a high arctic lake (Char Lake NWT). Verh.
Internat. Verein. Limnol., 19: 496-503.
- DEVOL, A.H. and R.C. WISSMAR. (1978).
Analysis of five North American lake ecosystems. V. Primary production
and community structure. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20: 581-586.
- DICKSON, E.L. (1975).
A silica budget for Lough Neagh, 1970-1972. Fresh Water Biol. 5: 1-12.
- DILLON, P.J. and F.H. RIGLER. (1974).
The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. Limnol. and Oceanogr.
19(5): 767-773.

- DILLON, P.J. and F.H. RIGLER. (1974).
A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. J. Fish. Res. Board Can. 31: 1771-1778.
- DILLON, P.J. (1974).
A critical review of Vollenweider's nutrient budget model and other related models. Water Res. Bull. 10(5): 969-989.
- DILLON, P.J. and W.B. KIRCHNER. (1975).
The effects of geology and land use on the export of phosphorus from watersheds. Water Res. 9: 135-148.
- DILLON, P.J. and F.H. RIGLER. (1975).
A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status. J. Fish. Res. Board Can. 32: 1519-1531.
- DUTHIE, H.C. and M.L. OSTROFSKY. (1974).
Plankton, chemistry and physics of lakes in the Churchill Falls region of Labrador. J. Fish. Res. Board Can. 31: 1105-1117.
- ELDER, J.F., K.E. OSBORN and C.R. GOLDMAN. (1976).
Iron transport in a Lake Tahoe tributary and its potential influence upon phytoplankton growth. Water Res. 10: 783-787.
- FEE, E.J. (1976).
The vertical and seasonal distribution of chlorophyll in lakes of the experimental Lakes Area, Northwestern Ontario: Implications for primary production estimates. Limnol. Oceanogr. 21(6): 767-783.
- FLEMER, D.A. and R.B. BIGGS. (1971).
Particulate carbon nitrogen relations in Northern Chesapeake Bay. J. Fish. Res. Board Can. 28: 911-918.
- GOLDMAN, C.R. (1960).
Primary production and limiting factors in 3 lakes of the Alaskan Peninsula. Ecol. Monogr. 30: 207-230.
- GUCLUER, S.M. and M.G. GROSS. (1964).
Recent marine sediments in Saanich Inlet, a stagnant marine basin. Limnol. Oceanogr. 9: 359-376.

- HEM, J.D. (1970).
Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water (second edition). Geological Survey Water Supply Paper 1473. U.S. Govt. Print. Off. Washington.
- HOLM-HANSEN, O. (1972).
The distribution and chemical composition of particulate material in marine and fresh waters. In: Proceedings of the IBP-UNESCO symposium "Detritus and its role in aquatic ecosystems Pallanza, Italy, May 23-27. Mem. Ist. Ital Idrobiol., 29.
- HOLM-HANSEN, O. and C.R. BOOTH. (1966).
The measurement of ATP in the ocean and its ecological significance. Limnol. Oceanogr. 11(4): 510-519.
- HORNE, A.J. and G.E. FOGG. (1970).
Nitrogen fixation in some English lakes. Proc. Roy. Soc. London 175: 351-366.
- HUTCHINSON, G.E. (1957).
A treatise on Limnology I. Geography, physics and chemistry. John Wiley and Sons Inc., New York.
- IMBODEN, D.M. (1974).
Phosphorus model of lake eutrophication. Limnol. Oceanogr. 19(2): 297-304.
- INRS. (1979).
Lac St-Jean: détermination de son niveau trophique à partir des données limnologiques de 1974 à 1977. Projet commun des étudiants de la première année 1978-1979. Programme de maîtrise ès Sciences de l'Eau. INRS-Eau, complexe scientifique, Sainte-Foy.
- JACKSON, T.A. (1975).
Humic matter in natural waters and sediments. Soil Science 119(1): 56-64.
- JOHNSON, N.M., G.E. LIKENS, F.H. BORMANN and R.S. PIERCE. (1968).
Rate of chemical weathering of silicate minerals in New Hampshire. Geochimica and Cosmochimica Acta 32: 531-545.
- JONES, H.G., M. LECLERC., M. MEYBECK., M. OUELLET et A. ROUSSEAU. (1974).
Etude limnologique préliminaire du réservoir Manicouagan, Québec. Verh. Int. Ver. Limnol. 19: 1758-1767.

- JONES, H.G., A. BACHAND, P. COUTURE, J.J. FOURNIER, F. RODRIGUEZ et L. TALBOT. (1977).
Réseau de surveillance écologique: choix de paramètres pour le monitoring de la production microbiologique des eaux douces du territoire de la baie James, Québec. INRS-Eau, rapport scientifique No 75, 322 p. (Pour la Société d'énergie de la baie James).
- JONES, H.G. (1978).
Comportement physico-chimique de la couverture de glace des lacs (en préparation).
- JONES, H.G. (1978).
"The chemical nature of Matamek Lake and river waters". CCFR annual meeting, Ottawa.
- KALFF, J., H.J. KLING., S.H. HOLMGREN, and H.E. WELCH. (1974).
Phytoplankton growth and biomass cycles in an unpolluted and in a polluted polar lake. Verh. Int. Ver. Limnol. 19: 487-496.
- KALFF, J. and R. KNOECHEL. (1978).
Phytoplankton and their dynamics in oligotrophic and eutrophic lakes". Ann. Rev. Ecol. Syst. 9: 475-495.
- KARL, D.M. and P.A. LAROCK. (1975).
ATP measurements in soil and marine sediments. J. Fish. Res. Board Can. 32: 599-607.
- KEREKES, J.J. (1974).
Limnological conditions in five small oligotrophic lakes in Terra Nova National Park, Newfoundland. J. Fish. Res. Board Can. 31: 555-583.
- KIRCHNER, W.B. and P.J. DILLON. (1975).
An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes". Water Res. Res. 11(1): 182-183.
- KONZENITSCH, N. (1967).
Study of the proposed classifications for natural waters according to their chemical composition. Secretaria de Estado de energia y minería, agua y energia eléctrica, div. recursos hídricos Buenos Aires, Argentine. 108 p.

- LARSEN, D.P. and H.T. MERCIER. (1976).
Phosphorus retention capacity of lakes. J. Fish. Res. Board Can. 33:
1742-1750.
- LEAN, D.R.S. (1973).
Phosphorus dynamics in lake water. Science 179: 678-680.
- LEAN, D.R.S. and F.H. RIGLER. (1974).
A test of the hypothesis that abiotic phosphate complexing influences
phosphorus kinetics in epilimnetic lake water. Limnol. Oceanogr.
19(5): 784- 788.
- LIKENS, G.E. and F.H. BORMANN. (1972).
Nutrient cycling in ecosystems. In: J.A. WEISS, ed. "Ecosystem Struc-
ture and function". Corvallis, Oregon State University Press, p. 25-67.
- LIKENS, G.E. and O.E. LOUCKS. (1978).
Analysis of five North American lake ecosystems. III. Sources, loading
and fate of nitrogen and phosphorus. Verh. Inter. Verein. Limnol. 20:
568-573.
- LIVINGSTONE, D.A. (1963).
Chemical composition of rivers and lakes. In: "Data of geochemistry".
U.S. Geol. Survey. Prof. Paper 440-G, p. G1 - G64.
- MACAN, T.T. (1961).
Factors that limit the range of freshwater animals. Biol. Rev. 36:
151- 198.
- MORTIMER, C.H. (1957).
A treatise on Limnology I. Geography, physics and chemistry. John
Wiley and Sons Inc., New York.
- NORTHCOTE, T.G. and P.A. LARKIN. (1956).
Indices of productivity in British Columbia Lakes. J. Fish. Res. Board
Can. 13: 515-540.
- ODUM, W.E. and R.T. PRENTKI. (1978).
Analysis of five North American lake Ecosystems. IV. Allochthonous
carbon inputs. Verh. Intern. Verein. Limnol. 20: 574-580.

- OGLESBY, R.T. (1977).
Phytoplankton summer standing crop and annual productivity as functions of phosphorus loadings and various physical factor. J. Fish. Res. Board Can. 34: 2255-2270.
- OSTROFSKY, M.L. (1974).
Primary productivity of four shield lakes in the James Bay drainage bassins of Québec. Sheppard and Powell Consultants Limited for Société d'énergie de la baie James.
- OSTROFSKY, M.L. and H.C. DUTHIE. (1974).
Primary productivity and phytoplankton of lakes on the Eastern Canadian shield. Verh. Intern. Verein. Limnol. 19: 732-738.
- OSTROFSKY, M.L. and H.C. DUTHIE. (1975).
Primary productivity, phytoplankton and limiting nutrient factors in Labrador lakes. Int. Revue ges. Hydrobiol. 60(2): 145-158.
- OTSUKI, A. and R.G. WETZEL. (1974).
Calcium and total alkalinity budgets and calcium carbonate precipitation of a small hardwater lake. Arch. Hydrobiol. 73: 14-30.
- OWENS, M. and G. WOOD. (1968).
Some aspects of the eutrophication of water. Water Res. 2: 151-159.
- PAERL, H.W. and D.R.S. LEAN. (1976).
Visual observations of phosphorus movement between algae, bacteria and abiotic particles in lake waters. J. Fish. Res. Board Can. 33: 2805-2813.
- PARSONS, T.R. (1961).
On the pigment composition of eleven species of marin phytoplankers. J. Fish. Res. Board Can. 18(6): 1017-1025.
- PETERS, R.H. (1978).
Concentrations and Kinetics of phosphorus fractions in water from stream entering Lake Memphremagog. J. Fish. Res. Board Can. 35: 315-328.
- RAWSON, D.S. (1960).
A limnological comparison of twelve large lakes in Northern Saskatchewan. Limnol. Oceanogr. 5: 195-211.

- REUTER, J.H. and E.M. PERDUE. (1971).
Chemical characterization of dissolved organic matter and its influence on the chemistry of river water. Completion Report OWRR project A 026 GA. Georgia Inst. of Technology, Atlanta, Georgia 30332.
- RIGLER, F.H. (1964).
The phosphorus fractions and turnover time of inorganic phosphorus in different types of lakes. *Limnol. Oceanogr.* 9(4): 511-518.
- RYDER, R.A. (1965).
A method for estimating the potential fish production of North temperate lakes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 94: 214-218.
- RUDD, J.W.M. and R.D. HAMILTON. (1973).
Measurement of adenosine triphosphate (ATP) in two precambrian shield lakes of Northwest Ontario. *J. Fish. Res. Board Can.* 30: 1537-1546.
- SAKAMOTO, M. (1966).
Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Arch. Hydrobiol.* 62: 1-28.
- SAUNDERS, G.W. (1972).
The transformation of artificial detritus in lake water. *Mem. Ist. Ital Idrobiol.* 29(Suppl.): 533-540.
- SAWYER, C.N. (1954).
Factors involved in disposal of sewage effluents to lakes. *J. Sew. Indust. Waste* 26: 317-327.
- SCHAFFNER, W.R. and R.T. OGLESBY. (1978a).
Phosphorus loadings to lakes and some of their responses. Part I: A new calculation of phosphorus loading and its application to 13 New York lakes. *Limnol. and Oceanogr.* 23(1): 120-134.
- SCHAFFNER, W.R. and R.T. OGLESBY. (1978b).
Phosphorus loadings to lakes and some of their responses. Part 2: Regression models of summer phytoplankton standings crops, winter total P, and transparency of New York lakes with known phosphorus loadings. *Limnol. and Oceanogr.* 23(1): 135-145.
- SCHEIDER, W.A. (1978).
Applicability of phosphorus budget models to small precambrian lakes, Algonquin Park, Ontario. *J. Fish. Res. Board Can.* 35: 300-304.

- SCHINDLER, D.W. (1971).
Light, temperature and oxygen regimes of selected lakes in the experimental Lakes Area, Northwestern Ontario. J. Fish. Res. Board Can. 28: 157-169.
- SCHINDLER, D.W. and B. NOVEN. (1971).
Vertical distribution and seasonal abundance of zooplankton in two shallow lakes of the experimental Lakes area, Northwestern Ontario. J. Fish. Res. Board Can. 28: 245-256.
- SCHINDLER, D.W., G.J. BRUNSKILL, S. EMERSON, W.S. BROCCKE and T.H. PENG. (1972).
Atmospheric carbon dioxide: its role in maintaining phytoplankton standing crops. Science, 177: 1192-1194.
- SCHINDLER, D.W. and E.J. FEE. (1974).
Experimental lakes area: Whole-lake experiments in eutrophication. J. Fish. Res. Board Can. 31: 937-953.
- SCHINDLER, D.W. (1974).
Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. Science, 184: 897-898.
- SCHINDLER, D.W. (1972).
Problems of freshwaters. In: Z. Kajak and A. Hillbricht-Ilkowska, eds. "Productivity problems in freshwaters". Proc. IBP-UNESCO Symp., Kazimierz Dolny, Poland, p. 311-331.
- SCHINDLER, D.W., J. KALFF, H.E. WELCH, G.J. BRUNSKILL, H. KLING and N. KRITSCH. (1974).
Eutrophication in the high arctic Meratta Lake, Cornwallis Island. J. Fish. Res. Board Can. 31: 647-662.
- SCHINDLER, D.W., H.E. WELCH, J. KALFF, G.J. BRUNSKILL and N. KRITSCH. (1974).
Physical and chemical limnology of Char Lake, Cornwallis Island (75°N Lat). J. Fish. Res. Board Can. 31: 585-607.
- SCHINDLER, D.W. (1972).
Production of phytoplankton and zooplankton in Canadian Shield lakes. In: Z. Kajak and A. Hillbricht-Ilkowska, eds. "Productivity problems in Freshwaters". Proc. IBP-UNESCO Symp., Kazimierz Dolny, Poland. p. 311-331.

- SCHINDLER, D.W. (1976).
Biogeochemical evolution of phosphorus limitation in nutrient enriched lakes of the precambrian shield. In: I.O. Nriaga, ed Environmental geochemistry, Ann Arbor Sci. p. 647-664.
- SCHINDLER, D.W. (1977).
Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*, 195: 260-262.
- SCHINDLER, D.W. (1978a).
Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwaters. *Limnol. Oceanogr.* 23(3): 478-486.
- SCHINDLER, D.W. (1978b).
"Predictive eutrophication models". *Limnol. and Oceanogr.* 23(5): 1080-1081.
- SHANNON, E.E. and P.L. BREZONIK. (1972).
Relationships between lake trophic state and nitrogen and phosphorus loading Rates. *Environ. Sci. Technol.* 6(8): 719-725.
- SNODGRASS, W.J. and C.R. O'MELIA. (1975).
Predictive model for phosphorus in lakes. *Env. Sci. and Technol.* 9(10): 937-944.
- STADELMANN, P., J.E. MOORE and E. PICKETT. (1974).
Primary production in relation to temperature structure, biomass concentration and light conditions at an inshore and offshore station in Lake Ontario. *J. Fish. Res. Board Can.* 31: 1215-1232.
- STRICKLAND, J.D.H. (1960).
Measuring the production of marine phytoplankton. *Fish. Res. Board Can. Bull.* 122, 172 p.
- TERRY, R.D. and S.E. SALBACH. (1970).
Land use nutrient level relationships on two Southern Ontario watersheds. *Symp. Water Pollution Research. University of Waterloo.*
- TESSENOW. (1966).
Untersuchungen über den Kiesel säuvehalt der Binnengewässer *Arch. für Hydrobiol. Suppl.* 32: 1-136.

- THOMANN, R.V. (1977).
Comparison of lake phytoplankton models and loading plots. *Limnol. and Oceanogr.* 22(2): 370-373.
- TREMBLAY, G. (1971).
Conséquences géomorphologiques du relevement artificiel du niveau du lac Saint-Jean. *Cah. Geog. de Québec.* 115-130.
- TYLER, J.E. (1968).
The Secchi disc. *Limnol. Oceanogr.* 6: 451-456.
- ULEHLOVA, B. (1971).
Decomposition and humification of plant material in the vegetation of stratiotes aloides in Northwestern Overijssel Holland. *Hydrobiol.*, 12: 279-285.
- VOLLENWEIDER, R.A. (1968).
The scientific basis of lake and stream eutrophication with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors. Tech. Rep. OECD, Paris, DAS/DSI/68.27, p. 1-82.
- VOLLENWEIDER, R.A. (1969).
Möglichkeiten und Grenzen elementarer modelle des Stoffbilanz Von Seen. *Arch. Hydrobiol.* 66: 1-36.
- VOLLENWEIDER, R.A. (1975).
Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology, Schweiz. *Z. Hydrol.* 37: 53-83.
- WETZEL, R.G., P.H. RICH, W.C. MILLER and H.L. ALLEN. (1972).
Metabolism of dissolved and particulate detrital carbon in a temperate hard-water lake. In: L. Tonolli, Ed. "Detritus and its role in aquatic ecosystems". *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, p. 1-56.
- WETZEL, R.G. and P.H. RICH. (1973).
Carbon in freshwater systems. In: G.M. WOODWELL and E.V. PECAN, Ed. "Carbon and the Biosphere". U.S. Atomic Energy Commission Symposium. Ser. Conf. 720510. Nat. Technical Inform. Service, Springfield, Virginia.

WETZEL, R.G. and OTSUKI, A. (1974).
Allochthonous organic carbon of a Marl Lake. Arch. Hydrobio. 73: 31-
56.

WETZEL, R.G. (1975).
Limnology (p. 663). W.B. Saunders Company.

TABLEAU 5.1: Concentration (valeur moyenne et écart-type: ppm*) des principaux paramètres physico-chimiques des eaux du bassin du bassin hydrographique du lac Saint-Jean.

STATION	COURS D'EAU ET CATEGORIE ¹	CONDUCTIVITE		O ₂ D		pH		Si		Ca		Mg		Na		K		SO ₄		Cl		Fe		Pb		TAC		NO ₂ + NO ₃		P _T (F)		CHLOROPHYLLE -A	
		x	σ	x	σ	x	σ	x	σ	x	σ	x	σ	x	σ	x	σ	x	σ	x	σ	x	σ	x	σ	x	σ	x	σ	x	σ	x	σ
003	Décharge (aval)	30.9	13.3	7.6	0.6	6.9	0.5	3.7	1.5	3.6	2.5	0.6	0.1	1.9	2.2	0.6	0.5	4.6	4.2	1.4	0.3	0.2	0.03	1.0	0	0.1	5.2	0.3	0.26	0.04	0.03	1.2	0.5
004	Petite décharge	56.0	34.2	6.2	1.7	6.5	0.3	3.6	1.3	4.8	2.1	0.8	0.3	6.2	6.3	0.9	0.4	9.9	7.2	3.6	4.9	0.3	0.1	2.3	1.4	26.5	10.9	0.3	0.14	0.06	0.04	0.8	0.5
005	Petite décharge	37.7	22.2	6.4	1.2	6.6	0.3	4.4	0.6	4.1	1.8	0.8	0.3	2.9	3.5	0.8	0.3	5.4	4.1	3.0	4.7	0.2	0.03	2.8	3.2	10.4	10.4	0.7	1.2	0.1	0.16	1.3	1.0
006	Grande décharge	39.0	50.0**	7.7	0.9	6.6	0.3	4.6	0.5	3.0	0.9	0.6	0.1	3.3	6.1**	0.4	0.2	3.3	1.0	4.3	10.7**	0.2	0.07	1.3	1.5	6.0	1.5	0.3	0.3	0.05	0.05	1.2	0.5
007	Belle rivière (R.A.S.)	136.0	38.0	6.2	2.9	7.5	0.6	5.0	2.1	24.3	3.5	2.6	0.2	4.6	1.0	1.6	0.4	6.9	1.5	4.9	1.6	0.3	0.08	13.0	2.6	8.1	3.1	0.6	0.5	0.05	0.02	5.8	3.0
008	Couchepaganiche (R.A.S.)	191.0	76.0	7.6	1.2	7.8	0.4	6.9	1.9	37.0	8.3	3.6	0.9	5.1	2.0	1.5	0.4	11.3	3.0	6.4	2.9	0.4	0.4	20.0	8.7	7.1	3.9	1.0	1.0	1.1	0.1	6.4	8.0
009	Métabetchouane (R.F.S.)	52.0	49.0**	7.6	1.0	7.2	0.4	5.1	1.7	7.7	7.0	0.9	0.7	2.6	5.0**	0.5	0.2	3.7	1.1	3.8	7.8**	0.3	0.04	3.7	3.4	10.5	5.9	0.4	0.4	1.04	0.03	1.5	10.0
010	Ouiatchouane (R.F.S.)	39.0	9.6	8.4	0.8	7.5	0.3	3.6	0.8	5.9	1.4	0.5	0.1	1.5	0.4	0.8	0.8	3.6	1.7	2.2	1.5	0.5	0.4	1.6	0.7	6.7	2.5	0.4	0.3	1.04	0	1.8	0.2
011	Ouiatchouaniche (R.F.S.)	66.3	22.7	7.1	1.3	7.5	0.2	7.3	1.6	13.2	2.5	0.8	0.1	1.8	0.4	0.9	0.6	4.9	6.6	2.0	0.6	0.3	0.01	4.6	1.3	8.7	3.6	0.6	0.8	1.02	0.01	1.2	0.34
012	A l'Ours (R.A.S.)	128.0	191.0	7.6	1.0	7.3	0.9	9.2	1.3	14.0	3.4	1.3	0.2	8.1	16.5	1.1	0.3	4.1	2.0	6.3	6.4	0.5	0.1	6.9	2.3	5.8	1.1	0.4	0.4	1.2	0.2	1.3	0.7
013	Chamouchouane (R.F.N.)	28.8	7.6	8.1	0.9	7.4	0.5	5.2	1.3	3.5	0.7	1.1	0.2	1.1	0.3	0.5	0.2	2.7	1.2	1.2	1.1	0.2	0.02	2.2	1.1	6.9	2.5	0.2	0.3	1.02	0.02	0.9	0.4
014	Ticouapé (R.A.N.)	125.0	66.4	5.7	0.7	7.2	0.2	10.9	2.9	9.0	0.9	4.2	0.9	16.3	15.2	4.3	3.4	9.5	3.4	17.5	21.3	1.1	0.1	7.9	1.7	12.4	4.2	6.4	11.5	1.3	0.1	8.3	8.4
015	Mistassini (R.F.N.)	27.1	7.1	8.4	1.8	6.7	0.6	5.9	1.5	3.3	2.9	0.8	0.1	1.2	0.4	0.7	0.2	3.9	1.4	1.4	0.7	0.3	0.02	1.2	0.4	14.0	4.0	0.3	0.3	1.06	0.05	1.0	0.4
016	Mistassini (R.F.N.)	26.4	11.0	8.4	2.0	7.0	0.5	5.9	1.6	2.9	1.0	0.8	0.2	1.5	1.2	0.7	0.4	2.9	1.2	1.6	1.5	0.3	0.09	1.3	0.5	7.0	1.7	0.3	0.3	1.04	0.04	1.3	1.5
017	Mistassibi (R.F.N.)	31.5	42.6**	7.5	0.7	6.8	0.6	5.7	1.5	2.4	0.5	0.5	0.1	1.1	0.5	0.5	0.3	2.9	1.1	1.1	0.4	0.2	0.03	1.0	0	5.4	1.8	0.2	0.1	1.02	0.01	0.8	0.3
018	Petite Péribonca (R.F.N.)	29.8	8.8	7.8	0.4	6.9	0.4	6.6	1.3	3.5	0.8	0.5	0.1	1.8	0.7	0.7	0.2	3.1	1.0	1.8	0.8	0.4	0.15	1.2	0.4	7.4	3.2	1.4	3.7**	0.2	0.3	0.9	0.4
019	Péribonca (R.F.N.)	20.6	13.7	7.3	0.6	6.6	0.5	4.4	0.2	1.7	0.4	0.4	0.04	0.7	0.2	0.4	0.2	2.2	0.7	0.7	0.3	0.14	0.03			5.5	4.6	0.2	0.1	1.06	0.06	2.2	3.5
020	Des Chicots (R.A.N.)	59.3	28.8	7.5	0.6	7.1	0.3	5.3	1.9	4.8	2.0	1.7	1.2	4.8	3.9	1.7	1.5	3.8	1.6	4.1	2.8	0.2	0.03	2.3	1.7	7.6	2.8	2.8	7.0	1.2	0.3	4.4	1.2
021	Mistouc (R.A.N.)	58.1	31.3	8.0	0.7	7.0	0.2	7.4	3.0	5.0	1.7	1.2	0.5	6.3	4.4	1.3	0.6	3.7	1.3	6.9	5.3	0.3	0.03	2.4	1.2	4.9	1.5	0.5	0.3	0.08	0.1	2.6	1.5
022	Centre du lac	21.2	6.2	9.2	2.3	7.3	0.2	4.8	0.7	2.1	0.7	0.5	0.1	0.8	0.3	0.4	0.3	2.7	0.8	0.9	0.4	0.12	0.4	1.0	0	8.3	4.2	0.6	1.3	1.033	0.019	1.2	0.3
023	Moreau (R.A.N.)	16.5	2.41**	5.5	0.9	6.7	0.4	11.7	3.0	6.4	1.8	2.9	0.3	31.5	27.9**	2.6	0.8	6.8	3.8	29.2	12.7**	1.1	0.07	3.1	1.2	14.0	7.8	1.0	0.7	1.3	0.3	4.4	4.8
024	Petite décharge	248.9	222.0	4.6	1.8	6.6	0.5	6.2	3.2	10.4	6.9	1.3	0.6	45.0	34.0	3.3	1.8	39.4	33.4	11.3	6.7	0.5	0.09	5.8	6.2	71.9	30.0	0.14	0.11	1.6	0.4	0.9	0.3
025	Petite décharge	47.0	17.3	6.8	1.6	6.5	0.4	4.9	0.8	4.7	1.4	0.9	0.2	9.4	7.3	0.6	0.1	12.0	7.8	2.9	0.8	0.3	0.04	1.9	0.9	27.9	12.4	0.1	0	0.1	0.07	1.0	0.4

* Echantillons non filtrés

** Anomalie

R.A.S.: rivière agricole du sud

R.A.N.: rivière agricole du nord

R.F.S.: rivière forestière du sud

R.F.N.: rivière forestière du nord

TABLEAU 5.2: Concentration moyenne des éléments majeurs dans les eaux du bassin hydrographique du lac Saint-Jean

STATIONS	SILICE ¹	Cations ²					Anions			
		Ca	Mg	K	Na	Total	So ₄	Cl	HCO ₃	Total
003	0.062	0.18*	0.05*	0.02	0.08*	0.33	0.10	0.04*	0.08*	0.22
004	0.059	0.24	0.07	0.02	0.27	0.60	0.21	0.10	0.19	0.50
005	0.073	0.20	0.07	0.02	0.13	0.42	0.11	0.08	0.23	0.42
006	0.076	0.15	0.05	0.41	0.05*	0.26	0.07	0.03*	0.11*	0.22
007	0.083	1.20	0.21	0.04	0.20	1.65	0.12	0.17	1.07	1.36
008	0.115	1.85	0.30	0.04	0.22	2.40	0.13	0.18	1.70	2.01
009	0.085	0.29*	0.07	0.01	0.03	0.41	0.08	0.03*	0.30*	0.41
010	0.059	0.29	0.04	0.02	0.06	0.42	0.07	0.06	0.13	0.27
011	0.121	0.66	0.07	0.02	0.08	0.83	0.10	0.06	0.38	0.54
012	0.136	0.70	0.11	0.03	0.11*	0.95	0.09	0.07*	0.57*	0.73
013	0.087	0.17	0.09	0.01	0.05	0.32	0.06	0.03	0.18	0.27
014	0.181	0.45	0.34	0.11	0.71	1.62	0.12	0.49	0.65	1.26
015	0.098	0.16	0.07	0.02	0.05	0.30	0.08	0.04	0.10	0.22
016	0.098	0.14	0.07	0.02	0.06	0.28	0.06	0.04	0.10	0.20
017	0.095	0.12	0.04	0.01	0.05	0.22	0.06	0.03	0.08	0.17
018	0.110	0.17	0.04	0.02	0.08	0.31	0.06	0.05	0.10	0.21
019	0.073	0.08	0.03	0.01	0.03	0.15	0.05	0.02	0.08	0.15
020	0.088	0.24	0.14	0.04	0.21	0.61	0.08	0.11	0.19	0.38
021	0.123	0.25	0.10	0.03	0.27	0.66	0.08	0.19	0.19	0.46
022	0.079	0.10	0.04	0.01	0.03	0.19	0.06	0.03	0.08	0.17
023	0.194	0.32	0.24	0.08	0.85*	1.49	0.14	0.76*	0.25*	1.15
024	0.103	0.52	0.11	0.03	1.9	2.64	0.83	0.32	0.47	1.62
025	0.082	0.23	0.07	0.02	0.41	0.73	0.25	0.08	0.16	0.49

¹ Millimoles par litre² Milliéquivalants par litre

* Après filtration des données

TABLEAU 5.3: Rapports de quelques ions majeurs dans les eaux du bassin hydrographique du lac Saint-Jean

STATION	Ca:Si ¹	Ca:Mg ²	Ca:Na ²	Ca:SO ₄ ²	Na:Cl ²
003	2.90	3.60	2.17	1.80	2.10
004	4.07	3.43	0.89	1.14	2.70
005	2.74	2.86	1.56	1.82	1.63
006	1.97	3.00	2.83	1.88	1.77
007	14.46	5.71	5.94	10.00	1.18
008	16.09	6.17	8.25	13.85	1.24
009	3.41	4.14	7.44	3.20	1.30
010	4.91	7.25	4.39	3.60	1.10
011	5.45	9.43	8.25	6.60	1.30
012	5.14	6.36	6.14	7.78	1.63
013	1.95	1.89	3.54	2.83	1.60
014	2.49	1.32	0.63	3.75	1.47
015	1.63	2.29	3.08	2.00	1.30
016	1.43	2.00	2.12	2.33	1.65
017	1.26	3.00	2.50	2.00	1.6
018	1.54	4.25	2.13	2.83	1.58
019	1.10	2.67	2.67	1.60	1.55
020	2.73	1.71	1.14	3.00	1.91
021	2.03	2.50	0.89	3.13	1.46
022	1.27	2.50	2.50	1.67	1.23
023	1.65	1.33	0.38	2.29	1.12
024	5.05	4.72	0.26	0.63	6.19
025	2.80	3.29	0.56	0.92	5.18

¹ Méq: mMole.² Adimensionnel

TABLEAU 5.4: Valeurs moyennes saisonnières des rapports Ca:Si et Ca:Na dans les eaux du bassin du lac Saint-Jean

STATION	Ca:Si ¹			Ca:Na ²		
	Printemps	Eté	Hiver	Printemps	Eté	Hiver
* 006	1.50	2.0	1.86	3.14	3.32	2.74
007	19.90	17.70	11.40	9.62	4.50	6.60
008	29.50	13.00	15.80	10.99	7.50	9.37
* 009	2.32	3.11	3.37	3.94	6.41	8.47
010	4.85	6.89	3.28	3.72	5.09	3.38
011	5.44	6.46	4.80	6.63	7.91	9.07
* 012	4.72	5.94	4.72	6.15	6.65	5.46
013	1.77	2.38	1.80	4.40	3.65	3.22
014	2.82	2.94	1.86	0.99	0.66	0.74
015	1.11	2.33	1.51	3.25	3.73	2.87
016	1.02	1.63	1.51	2.68	2.88	2.48
017	1.46	1.26	1.21	3.60	2.87	1.76
018	1.41	1.81	1.53	2.88	2.55	1.95
019	0.98	1.26	1.23	2.68	3.30	2.90
020	3.06	3.20	1.84	0.96	1.26	2.57
021	1.90	2.25	1.74	1.15	1.43	0.63
022 ³	1.42	1.35	1.51	4.41	3.12	2.04
* 023	⁴	1.79	1.30	⁴	0.38	0.32

* Résultats corrigés après filtrage des anomalies (sel de route dans les eaux de surface en hiver)

¹ Méq: mMole.

² Adimensionnel

³ Eaux de surface (corrigées pour les effets de neige et de glace)

⁴ Pas de données

TABLEAU 5.5: Contribution des tributaires aux bilans des éléments majeurs et nutritifs du lac Saint-Jean¹

ELEMENTS	CONTRIBUTION PAR LES RIVIERES FORESTIERES (%)	CONTRIBUTION PAR LES RIVIERES AGRICOLES (%)
Silice	96	4
Calcium	86	14
Magnesium	89	11
Potassium	88	12
Sodium	81	19
Phosphore total	90	10
Nitrate et Nitrite	92	8

¹ La précipitation directe à la surface du lac est exclue du calcul de la charge totale

TABLEAU 5.6: Bilan mensuel des éléments majeurs du lac Saint-Jean 1974-1975. Stations 007 - 023: apports des tributaires; stations 005 et 006: exportation par les décharges.

STATIONS	DECEMBRE					JANVIER				
	Si	Ca	Mg	Na	K	Si	Ca	Mg	Na	K
007	71.	269.	42.	61.	10.	65.	189.	32.	45.	12.
008	21.	113.	10.	14.	4.	16.	81.	8.	10.	3.
009	327.	327.	39.	79.	23.	323.	369.	37.	55.	16.
010	100.	148.	13.	30.	12.	82.	85.	9.	25.	8.
011	89.	99.	7.	18.	7.	63.	98.	5.	13.	4.
012	87.	131.	13.	24.	13.	62.	92.	9.	17.	9.
013	2659.	1861.	598.	665.	222.	2030.	1312.	422.	469.	156.
014	281.	169.	71.	244.	75.	198.	119.	50.	172.	26.
015	3982.	1706.	398.	569.	284.	2670.	1335.	300.	501.	200.
018	270.	144.	22.	72.	29.	215.	101.	15.	51.	20.
019	7406.	2962.	658.	1152.	658.	6757.	2703.	601.	1051.	601.
020	6.	6.	3.	6.	2.	5.	4.	2.	2.	1.
021	39.	30.	12.	12.	12.	34.	28.	6.	9.	6.
023	34.	15.	9.	5.	11.	29.	13.	6.	3.	4.
TOTAL	15371.	7981.	1897.	2949.	1362.	12549.	6529.	1502.	2420.	1067.
005	115.	91.	21.	30.	24.	158.	121.	21.	46.	27.
006	16020.	7888.	1893.	2524.	1735.	16230.	9738.	1948.	3246.	1136.
TOTAL	12735.	7979.	1914.	2554.	1760.	16388.	9858.	1969.	3292.	1163.
DELTA	2636.	2.	-17.	395.	-397.	-3838.	-3330.	-466.	-871.	-96.
%	17.	0.	-1.	13.	-29.	-31.	-51.	-31.	-36.	-9.

TABLEAU 5.6 (b): Bilan mensuel des éléments majeurs du lac Saint-Jean 1974-1975. Stations 007 - 023: apports des tributaires; stations 005 et 006: exportation par les décharges.

STATIONS	FEVRIER					MARS				
	Si	Ca	Mg	Na	K	Si	Ca	Mg	Na	K
007	43.	27.	15.	30.	8.	41.	71.	17.	28.	3.
008	11.	61.	5.	7.	2.	11.	59.	5.	7.	2.
009	220.	251.	25.	38.	11.	209.	238.	24.	36.	10.
010	55.	58.	6.	17.	5.	53.	55.	6.	16.	5.
011	43.	67.	4.	9.	33.	41.	63.	3.	8.	3.
012	42.	63.	6.	12.	6.	40.	60.	6.	11.	6.
013	1381.	892.	287.	319.	106.	1311.	847.	272.	303.	101.
014	135.	81.	34.	117.	18.	128.	77.	32.	111.	17.
015	1644.	822.	185.	308.	123.	1699.	849.	191.	319.	127.
018	146.	78.	10.	34.	14.	139.	74.	10.	33.	13.
019	5240.	2096.	466.	815.	466.	6177.	2471.	549.	961.	549.
020	4.	2.	1.	1.	0.	3.	2.	1.	1.	0.
021	23.	19.	4.	6.	4.	22.	18.	4.	6.	4.
023	20.	9.	4.	2.	3.	19.	8.	4.	2.	3.
TOTAL	9008.	4525	1053.	1714.	770.	9892.	4893.	1125.	1840.	844.
005	142.	110.	22.	41.	22.	158.	121.	21.	46.	27.
006	14899.	8940.	1788.	2980.	1043.	16192.	9715.	1943.	3238.	1133.
TOTAL	15042.	9049.	1810.	3021.	1065.	16350.	9837.	1964.	3284.	1161.
DELTA	-6034.	-4524.	-757.	-1307.	-295.	-6458.	-4944.	-840.	1444.	-317.
%	-67.	-100	-72.	-76.	-38.	-65.	-101.	-75.	-78.	-38.

TABLEAU 5.6 (c): Bilan mensuel des éléments majeurs du lac Saint-Jean 1974-1975. Stations 007 - 023: apports des tributaires; stations 005 et 006: exportation par les décharges.

STATIONS	AVRIL					MAI				
	Si	Ca	Mg	Na	K	Si	Ca	Mg	Na	K
007	62.	157.	27.	50.	11.	195.	936.	156.	336.	86.
008	16.	98.	9.	12.	3.	70.	450.	23.	78.	23.
009	233.	311.	36.	26.	22.	1084.	903.	144.	181.	152.
010	91.	96.	10.	28.	9.	371.	594.	56.	119.	59.
011	71.	110.	6.	14.	5.	356.	438.	36.	55.	33.
012	69.	104.	10.	19.	10.	314.	724.	39.	97.	34.
013	2278.	1472.	473.	351.	175.	9783.	6114.	2201.	1223.	978.
014	222.	133.	56.	193.	30.	724.	827.	310.	1344.	258.
015	3229.	1615.	363.	606.	242.	13973.	5946.	1784.	1784.	1189.
018	242.	71.	17.	57.	23.	992.	496.	79.	198.	79.
019	7662.	3065.	681.	1192.	681.	8020.	3208.	713.	1248.	713.
020	6.	4.	2.	2.	1.	14.	14.	13.	12.	4.
021	38.	31.	7.	10.	7.	134.	134.	20.	67.	20.
023	33.	15.	7.	4.	5.	127.	34.	51.	25.	34.
TOTAL	14252.	7280.	1705.	2561.	1223.	36156.	20819.	5626.	6764.	3663.
005	382.	294.	59.	110.	59.	728.	874.	291.	437.	510.
006	6532.	3919.	784.	1306.	457.	6337.	12673.	2535.	4224.	1901.
TOTAL	6914.	4213.	843.	1417.	516.	7065.	13547.	2826.	4661.	2411.
DELTA	7338.	3067.	863.	1145.	707.	29091.	7272.	2800.	2103.	1252.
%	51.	42.	51.	45.	58.	80.	35.	50.	31.	34.

TABLEAU 5.6 (d): Bilan mensuel des éléments majeurs du lac Saint-Jean 1974-1975. Stations 007 - 023: apports des tribu-
taires; stations 005 et 006: exportation par les
décharges.

STATIONS	JUIN					JUILLET				
	Si	Ca	Mg	Na	K	Si	Ca	Mg	Na	K
007	294.	2205.	221.	423.	156.	81.	542.	59.	99.	50.
008	93.	676.	27.	101.	27.	26.	162.	13.	23.	7.
009	1276.	1063.	170.	213.	179.	366.	418.	52.	84.	52.
010	524.	1136.	87.	245.	96.	129.	279.	21.	60.	24.
011	419.	515.	48.	109.	39.	119.	206.	12.	27.	13.
012	369.	852.	85.	131.	57.	105.	209.	21.	32.	14.
013	11518.	7199.	2592.	1728.	1152.	3183.	2475.	778.	778.	283.
014	1095.	974.	463.	1582.	389.	269.	269.	114.	389.	120.
015	18490.	7868.	2360.	2360.	1574.	4588.	2753.	642.	918.	459.
018	1167.	584.	93.	233.	93.	327.	201.	29.	92.	34.
019	14796.	5919.	1315.	2302.	1315.	7440.	2976.	661.	1157.	661.
020	39.	42.	19.	14.	13.	10.	10.	5.	10.	3.
021	197.	138.	39.	79.	39.	48.	34.	10.	19.	10.
023	179.	40.	60.	30.	60.	44.	24.	15.	7.	15.
TOTAL	50487.	29210.	7580.	9549.	5189.	16734.	10558.	2432.	3695.	1743.
005	2033.	2440.	813.	1220.	1423.	231.	182.	42.	61.	49.
006	13321.	22202.	5328.	7105.	3996.	14562.	9101.	2184.	2912.	1638.
TOTAL	15354.	24642.	6142.	8324.	5419.	14792.	9283.	2227.	2973.	1687.
DELTA	35103.	4569.	1438.	1224.	-230.	1942.	1275.	205.	722.	57.
%	70.	16.	19.	13.	-4.	12.	12.	8.	20.	3.

TABLEAU 5.6 (e): Bilan mensuel des éléments majeurs du lac Saint-Jean 1974-1975. Stations 007 - 023: apports des tribu-
taires; stations 005 et 006: exportation par les
décharges.

STATIONS	AOUT					SEPTEMBRE				
	Si	Ca	Mg	Na	K	Si	Ca	Mg	Na	K
007	59.	420.	46.	88.	32.	68.	460.	54.	75.	20.
008	19.	137.	11.	21.	6.	21.	125.	10.	18.	5.
009	310.	354.	44.	71.	44.	276.	315.	39.	63.	39.
010	109.	236.	18.	51.	20.	97.	211.	16.	36.	18.
011	100.	174.	10.	23.	11.	90.	155.	9.	20.	10.
012	89.	177.	18.	27.	12.	79.	158.	16.	24.	11.
013	2695.	2096.	659.	659.	240.	2402.	1868.	587.	587.	213.
014	228.	228.	96.	329.	101.	203.	302.	86.	293.	90.
015	5081.	3049.	711.	1016.	508.	3633.	2180.	509.	727.	363.
018	277.	170.	24.	78.	29.	247.	151.	22.	69.	26.
019	7952.	3181.	707.	1237.	707.	7530.	3012.	669.	1171.	669.
020	8.	8.	4.	8.	3.	7.	7.	3.	7.	2.
021	41.	29.	8.	16.	8.	36.	26.	7.	15.	7.
023	37.	21.	12.	6.	14.	33.	18.	11.	6.	13.
TOTAL	17006.	10280.	2370.	3630.	1735.	14723.	8889.	2039.	3111.	1488.
005	173.	137.	32.	46.	36.	139.	110.	26.	37.	29.
006	14440.	9025.	2166.	2888.	1986.	13563.	8477.	2035.	2713.	1865.
TOTAL	14613.	9162.	2198.	2934.	2022.	13703.	8587.	2060.	2749.	1894.
DELTA	2393.	1118.	172.	696.	-287.	1020.	302.	-21.	361.	-407.
%	14.	11.	7.	19.	-17.	7.	3.	-1.	12.	-27.

TABLEAU 5.6 (f): Bilan mensuel des éléments majeurs du lac Saint-Jean 1974-1975. Stations 007 - 023: apports des tributaires; stations 005 et 006: exportation par les décharges.

STATIONS	OCTOBRE					NOVEMBRE				
	Si	Ca	Mg	Na	K	Si	Ca	Mg	Na	K
007	109.	901.	143.	134.	28.	136.	606.	85.	130.	24.
008	34.	216.	12.	31.	9.	39.	223.	12.	30.	9.
009	719.	575.	72.	115.	58.	701.	701.	84.	112.	56.
010	219.	384.	35.	65.	33.	213.	317.	29.	63.	26.
011	152.	218.	15.	30.	15.	149.	212.	15.	30.	15.
012	144.	288.	29.	44.	19.	187.	291.	28.	52.	28.
013	4381.	3408.	1071.	1071.	389.	4274.	3324.	1045.	1045.	380.
014	370.	370.	156.	535.	165.	361.	361.	153.	522.	161.
015	6029.	3618.	844.	1206.	603.	7861.	3369.	786.	1123.	561.
018	450.	276.	39.	126.	47.	439.	270.	39.	123.	46.
019	8157.	3263.	725.	1269.	725.	7299.	2920.	649.	1135.	649.
020	13.	13.	6.	13.	4.	13.	12.	6.	13.	4.
021	67.	47.	13.	27.	13.	84.	65.	26.	26.	26.
023	74.	34.	20.	10.	24.	72.	33.	20.	10.	23.
TOTAL	20919.	13610.	3183.	4676.	2132.	21830.	12695.	2975.	4415.	2009.
005	144.	114.	27.	38.	30.	1004.	793.	185.	264.	211.
006	15077.	9423.	2262.	3015.	2073.	15149.	9468.	2272.	3030.	2083.
TOTAL	15221.	9537.	2288.	3053.	2103.	16153.	10261.	2457.	3294.	2294.
DELTA	5697.	4073.	894.	1623.	29.	5677.	2434.	518.	1121.	-286.
%	27.	30.	28.	35.	1.	26.	19.	17.	25.	-14.

TABLEAU 5.7: Bilan annuel des ions majeurs du lac Saint-Jean en 10^6 gr
1974-1975.

STATION	RIVIERE	Si	Ca	Mg	Na	K
007	Belle Rivière	1224.	6783.	896.	1498.	441.
008	Couhepaganiche	378.	2401.	147.	350.	101.
009	Métabetchouane	6043.	5826.	768.	1071.	662.
010	Ouiatchouane	2043.	3599.	307.	753.	314.
011	Ouiatchouaniche	1690.	2355.	170.	356.	156.
012	A l'Ours	1587.	3141.	280.	491.	219.
013	Chamouchouane	47896.	32870.	10985.	9195.	4396.
014	Ticouapé	4215.	3811.	1621.	5830.	1450.
015	Mistassini (aval de Dolbeau	72879.	35110.	9075.	11435.	6235.
018	Petite Péribonca	4910.	2615.	399.	1167.	454.
019	Péribonca (Ste-Monique)	94439.	37775.	8395.	14690.	8395.
020	Aux Chicots	129.	124.	65.	88.	38.
021	Mistouc	764.	597.	158.	290.	158.
023	Moreau	700.	264.	220.	110.	208.
TOTAL		238897.	137270.	33487.	47325.	23226.
005	Petite décharge - Alma	5407.	5385.	1560.	2374.	2448.
006	Isle Maligne	158923.	120569.	27137.	39182.	21047.
TOTAL		164330.	125955.	28698.	41556.	23495.
		74567.	11315.	4789.	5768.	-269.
%		31.	8.	14.	12.	-1.

TABLEAU 5.8: Concentrations moyennes ($\mu\text{g/l}$) de carbone particulaire (Cp) et de l'azote particulaire (Np) et le rapport (Cp/Np) pour les eaux de surface du lac Saint-Jean, les décharges du lac et les tributaires, pour l'été 1975.

STATION	Cp	Np	Cp/Np
003	501 \pm 360	69 \pm 62	7.2
004	1288 \pm 300	205 \pm 51	7.5
005	312 \pm 40	47 \pm 21	6.7
006	246 \pm 20	29 \pm 5	8.4
007	596 \pm 150	123 \pm 40	4.8
008	844 \pm 290	136 \pm 31	6.2
009	529 \pm 200	95 \pm 39	5.6
010	402 \pm 131	56 \pm 29	7.2
011	414 \pm 90	57 \pm 26	7.2
012	321 \pm 80	47 \pm 29	6.8
013	268 \pm 93	30 \pm 17	8.9
014	463 \pm 214	92 \pm 53	5.0
015	757 \pm 287	119 \pm 80	6.4
016	385 \pm 160	57 \pm 35	6.7
017	293 \pm 49	32 \pm 16	9.0
018	540 \pm 435	86 \pm 79	6.3
019	496 \pm 248	78 \pm 70	6.4
020	452 \pm 150	86 \pm 31	5.3
021	428 \pm 95	63 \pm 27	6.8
022	305 \pm 56	45 \pm 6	6.8
023	526 \pm 241	52 \pm 19	10.1
024	8332 \pm 5667	1110 \pm 842	7.5
025	1224 \pm 941	188 \pm 94	6.5

TABLEAU 5.9: Concentrations totales¹ (mg l⁻¹) de carbone en suspension et de matière en suspension dans les eaux du lac Saint-Jean, (été 1974).

EAU DATE	SURFACE			THERMOCLINE			FOND		
	M _S ²	C _S ³	C _S /M _S ⁴	M _S	C _S	C _S /M _S	M _S	C _S	C _S /M _S
26.06	0.85	0.51	0.60	0.88	0.62	0.70	1.15	0.56	0.49
23.07	0.82	0.53	0.65	1.08	0.58	0.54	1.20	0.80	0.67
07.08	0.86	0.53	0.62	0.33	0.20	0.61	2.06	1.34	0.65
28.08	0.54	0.35	0.65	0.53	0.32	0.60	2.33	0.31	0.13
12.09	0.53	0.13	0.26	0.26	0.20	0.77	2.58	0.35	0.14

¹ Matière isolée après centrifugation de 22 litres d'eau

² Matières en suspension (M_S)

³ Carbone particulaire en suspension (C_S) incluant les particules plus petites que 1 micron

⁴ Rapport C_S/M_S

TABLEAU 5.10: Concentration moyenne des éléments nutritifs sous diverses formes (mg l^{-1}) dans les eaux du lac Saint-Jean, les décharges du lac et quelques tributaires, de mai à septembre 1976.

STATION	$\text{NH}_3(\text{F})^1$	$\text{NO}_2 + \text{NO}_3(\text{F})^1$	$\text{NKT}(\text{F})^2$	$\text{NKT}(\text{NF})^2$	$\text{PO}_4(\text{F})^3$	$\text{Pinorg}(\text{F})^3$	$\text{Pinorg}(\text{NF})^3$	$\text{P}_T(\text{F})^3$	$\text{P}_T(\text{NF})^3$	$\text{P}_T(\text{NF})^4$
003	0.021±0.013	0.086±.035	0.5 ±0	0.608±0.241	0.007±0.010	0.006±0.001	0.017±0.017	0.007±0.004	0.024±0.018	
006	0.016±0.006	0.183±0.127	0.5 ±0	0.5 ±0	0.003±0.002	0.007±0.002	0.007±0.004	0.009±0.004	0.014±0.008	
007	0.010±.024	0.061±0.068	0.78±0.57	0.86 ±0.52	0.004±0.008	0.008±0.004	0.040±0.016	0.010±0.005	0.059±0.034	
012	0.037±0.031	0.094±0.041	0.5 ±0	0.5 ±0	0.006±0.007	0.009±0.008	0.029±0.025	0.012±0.008	0.043±0.032	
013	0.011±0.005	0.073±0.087	0.5 ±0	0.5 ±0	0.003±0.001	0.006±0.002	0.009±0.006	0.007±0.002	0.010±0.005	0.007±0.003
014	0.094±0.077	0.156±0.080	0.62±0.26	0.63 ±0.24	0.011±0.005	0.018±0.006	0.007±0.030	0.025±0.009	0.009±0.022	
015	0.015±0.008	0.048±0.040	0.5 ±0	0.5 ±0	0.003±0.001	0.007±0.004	0.017±0.006	0.007±0.003	0.020±0.011	0.007±0.002
019	0.073±0.013	0.045±0.039	0.5 ±0	0.5 ±0	0.003±0.001	0.005±0.001	0.016±0.017	0.012±0.013	0.011±0.005	0.011±0.007
022	0.010±0	0.005±.004	0.775±0.115	0.5 ±0	0.002±0	0.014±0.013	0.005±0	0.005±0	0.006±.001	
026	0.286±0.015	0.053±0.005	0.567±0.115	0.567±0.115	0.006±0.007	0.005±0	0.006±.002	0.007±0.003	0.012±0.008	
(032,033; 034,035) ⁵	0.012±0.004	0.022±0.016	0.72 ±0.37	0.62 ±0.28	0.004±0.002	0.005±0	0.005±0	0.005±0	0.006±0.002	

¹ Exprimées en (N)

² Azote Kejdhal

³ Exprimées en (P)

⁴ Calculé à partir de résultats du MRN (09.07.78 à 03.12.78)

⁵ Moyenne des quatre stations au Nord Ouest du lac

TABLEAU 5.11: Concentrations de chlorophylle-a¹, phaeophytine¹ et ATP² et les rapports phaeophytine/chlorophylle-a et ATP/chlorophylle-a pour les eaux de surface du lac Saint-Jean et de quelques tributaires.

STATION	CHLOROPHYLLE-a µg/l	PHAEOPHYTINE µg/l	ATP µg/l	PHAEOPHYTINE/ CHLOROPHYLLE-a	CHLOROPHYLLE-a/ ATP
7- Belle Rivière	2.91	2.78	0.49	0.92	5.94
13- Chamouchouane	0.52	0.84	0.08	1.62	6.50
14- Ticouapé	2.40	6.93	0.68	2.89	3.53
19- Péribonca	0.23	0.44	0.09	1.91	2.55
22- Lac Saint-Jean centre	0.52	0.76	0.18	1.46	2.89
31-48 Lac Saint-Jean (partie nord-ouest)	0.421	0.80	0.08	1.90	5.25
55- Lac Saint-Jean St-Gédéon	1.6	1.05	0.23	0.66	6.96
67-68 Lac Saint-Jean Roberval	0.91	0.78	-	1.16	-
6- Grande Décharge	0.56	0.69	0.12	1.23	4.67

¹ Valeur moyennes de 1976 seulement; valeurs moyennes des organismes retenus par des filtres de 1.0 µ.

² Valeurs moyennes des organismes retenus par des filtres de 0.8 µ et 1.0 µ.

LAC SAINT-JEAN

LEGENDE

- = EMPLACEMENT DE LA STATION
- 16 = LE NUMÉRO DE CETTE STATION

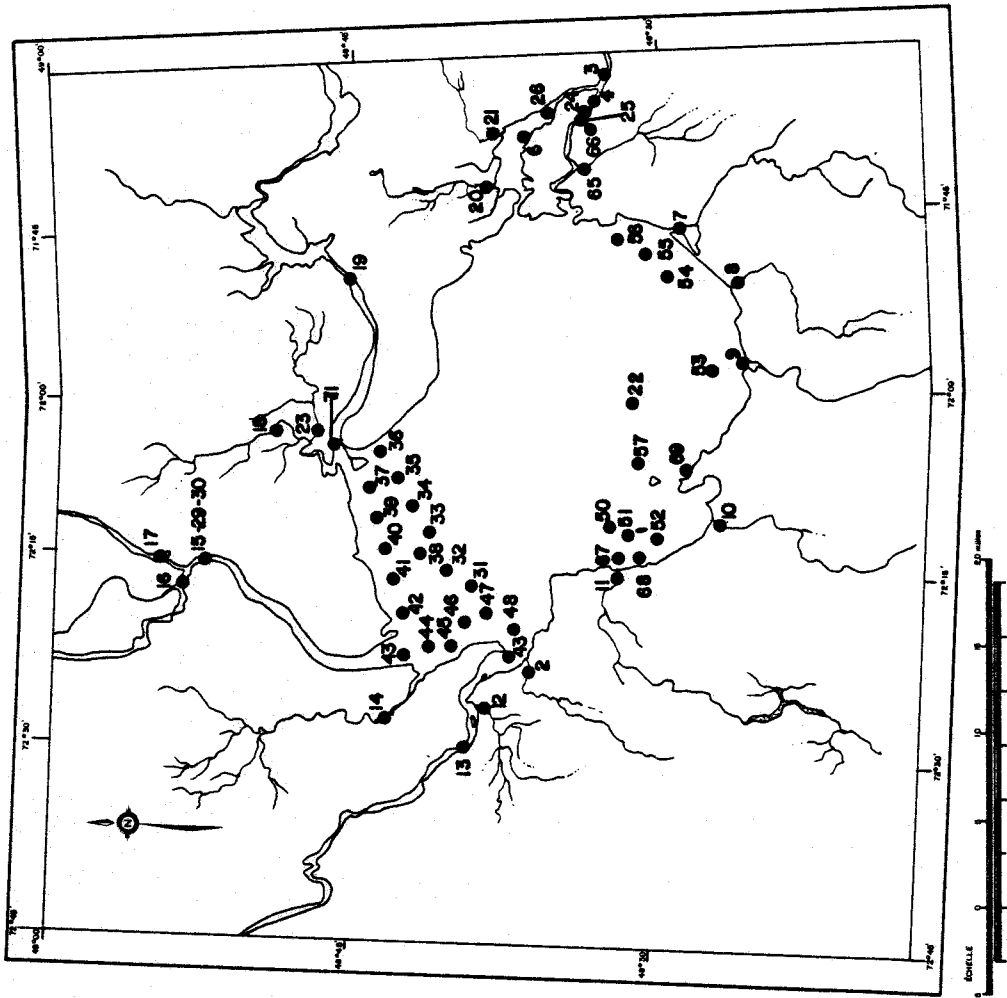
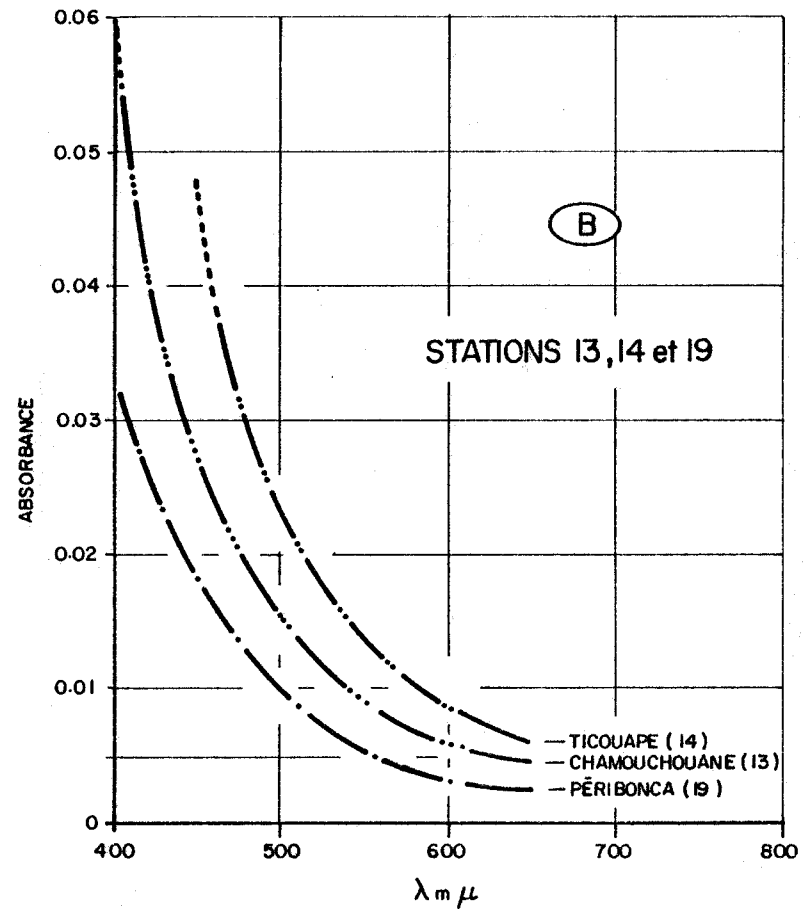
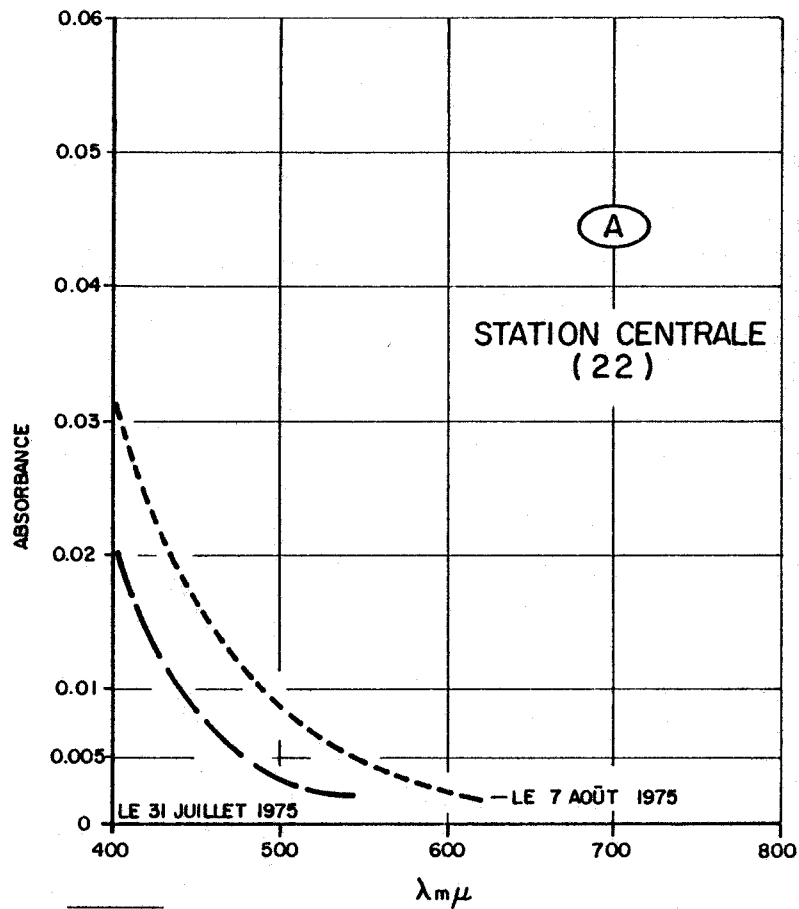


Figure 5.1. Localisation des stations d'échantillonnage du lac Saint-Jean et de ses tributaires pour les années 1974, 1975 et 1976 .



DES EAUX RÉSIDUELLES APRÈS FILTRATION (FILTRES DE 0.45μ).

Figure 5.2 .Valeurs de l'absorbance¹ des eaux du lac Saint-Jean et de quelques tributaires, en 1975 .

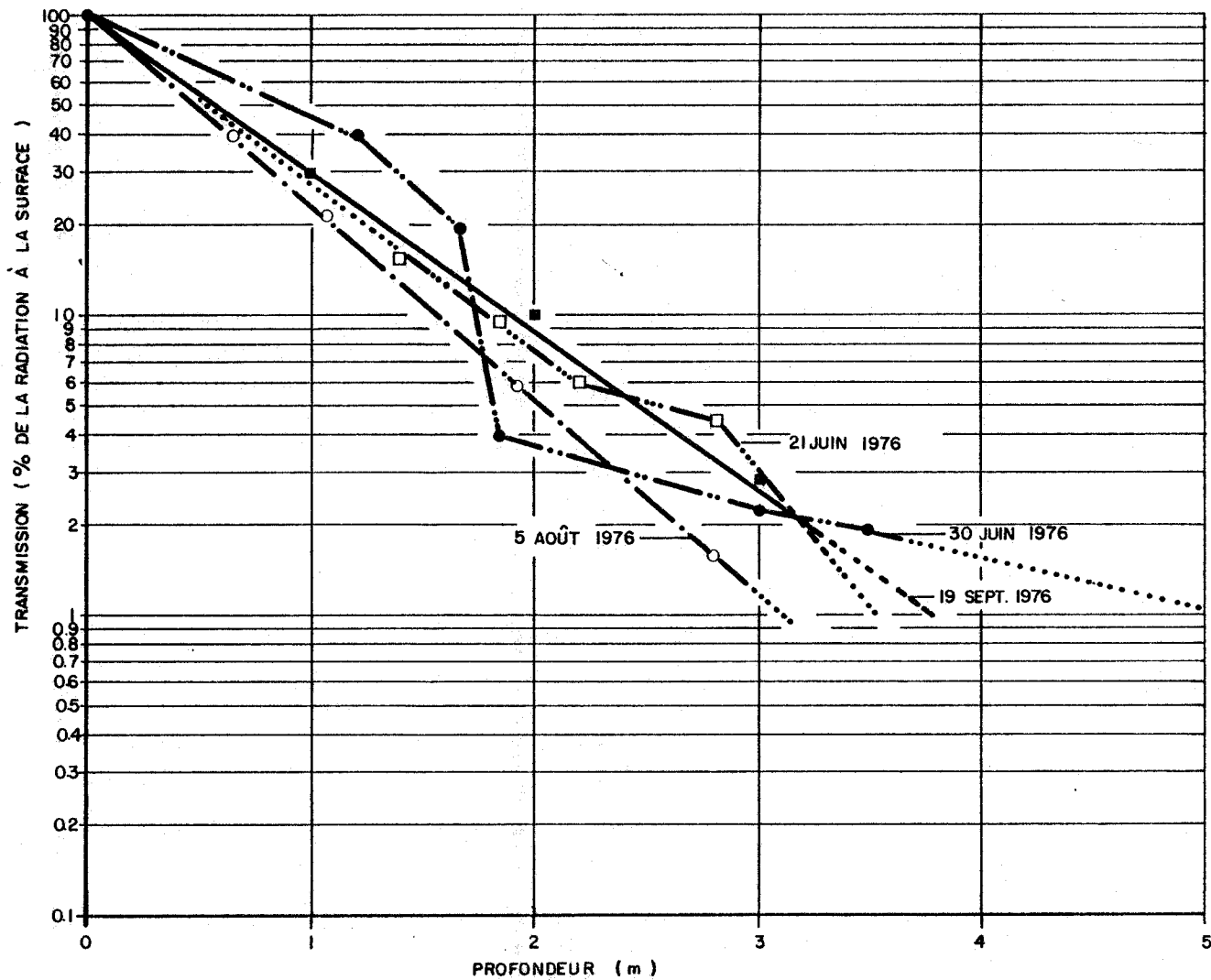


Figure 5.3 . Transmission de la radiation (pourcentage moyen de la radiation de surface) en profondeur des stations 35 , 34 et 33 du lac Saint-Jean en 1976 .

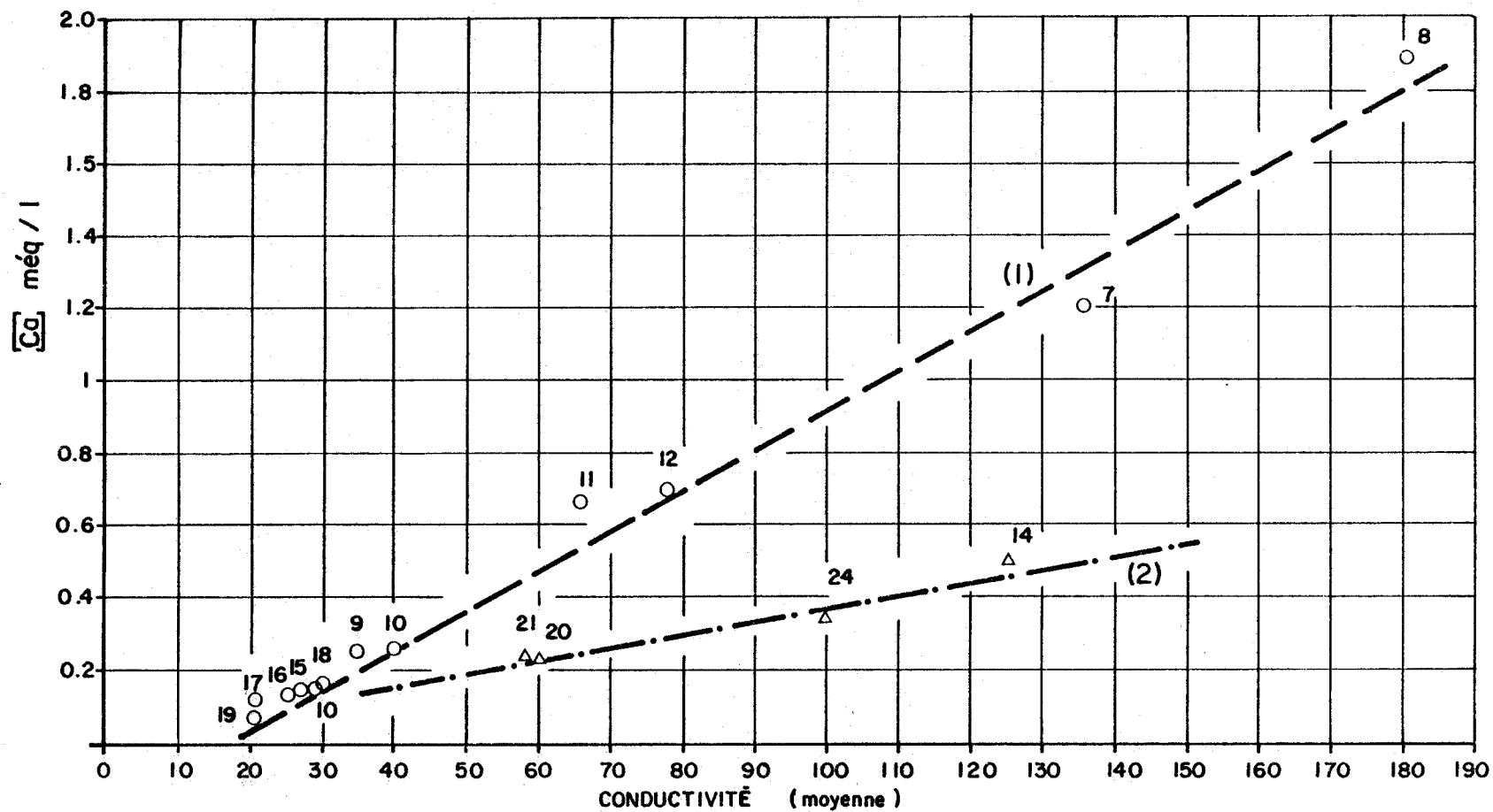


Figure 5.4 . Relation entre la conductivité moyenne et la concentration moyenne en calcium (méq/l) dans les tributaires du lac Saint-Jean .

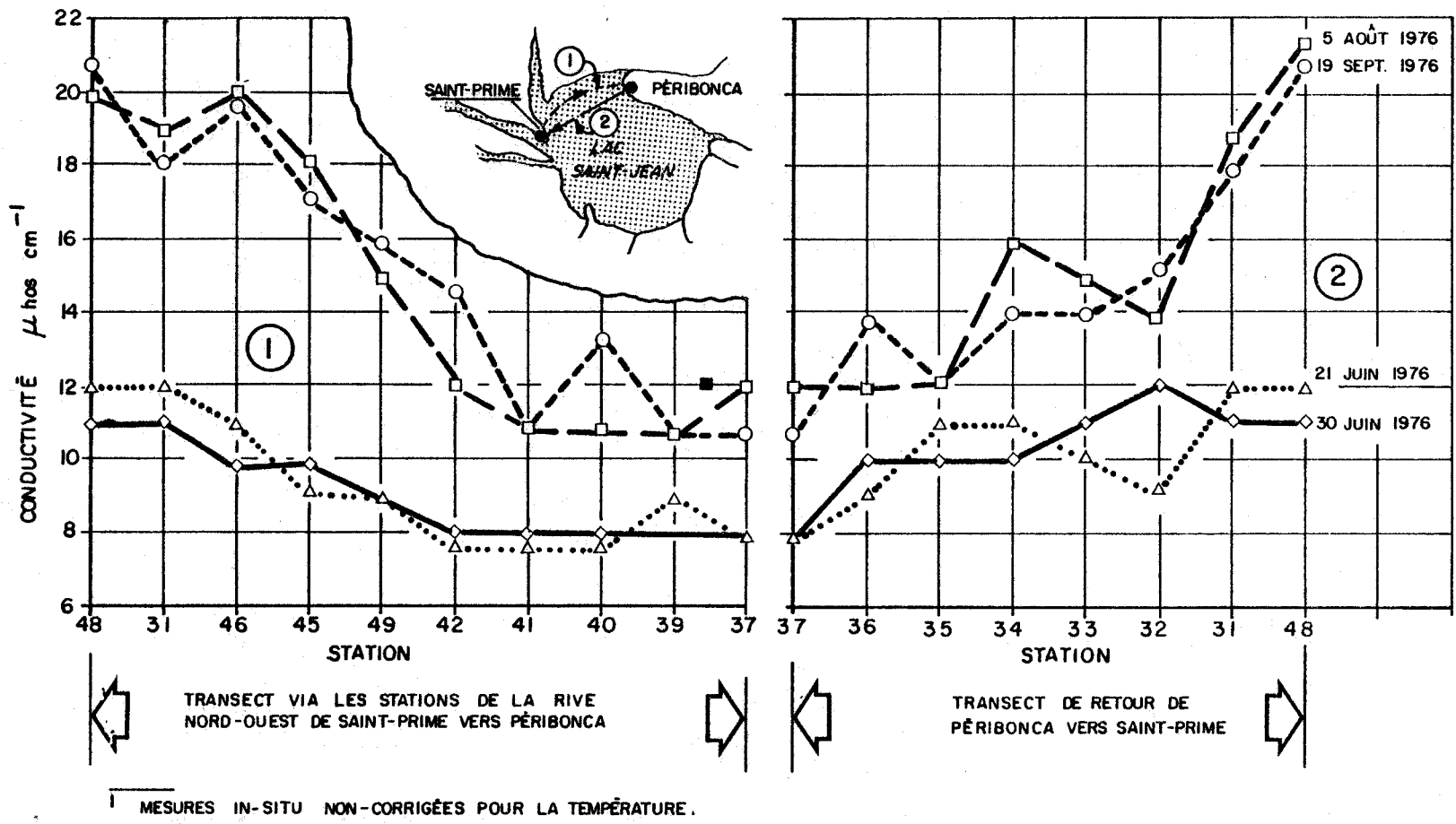
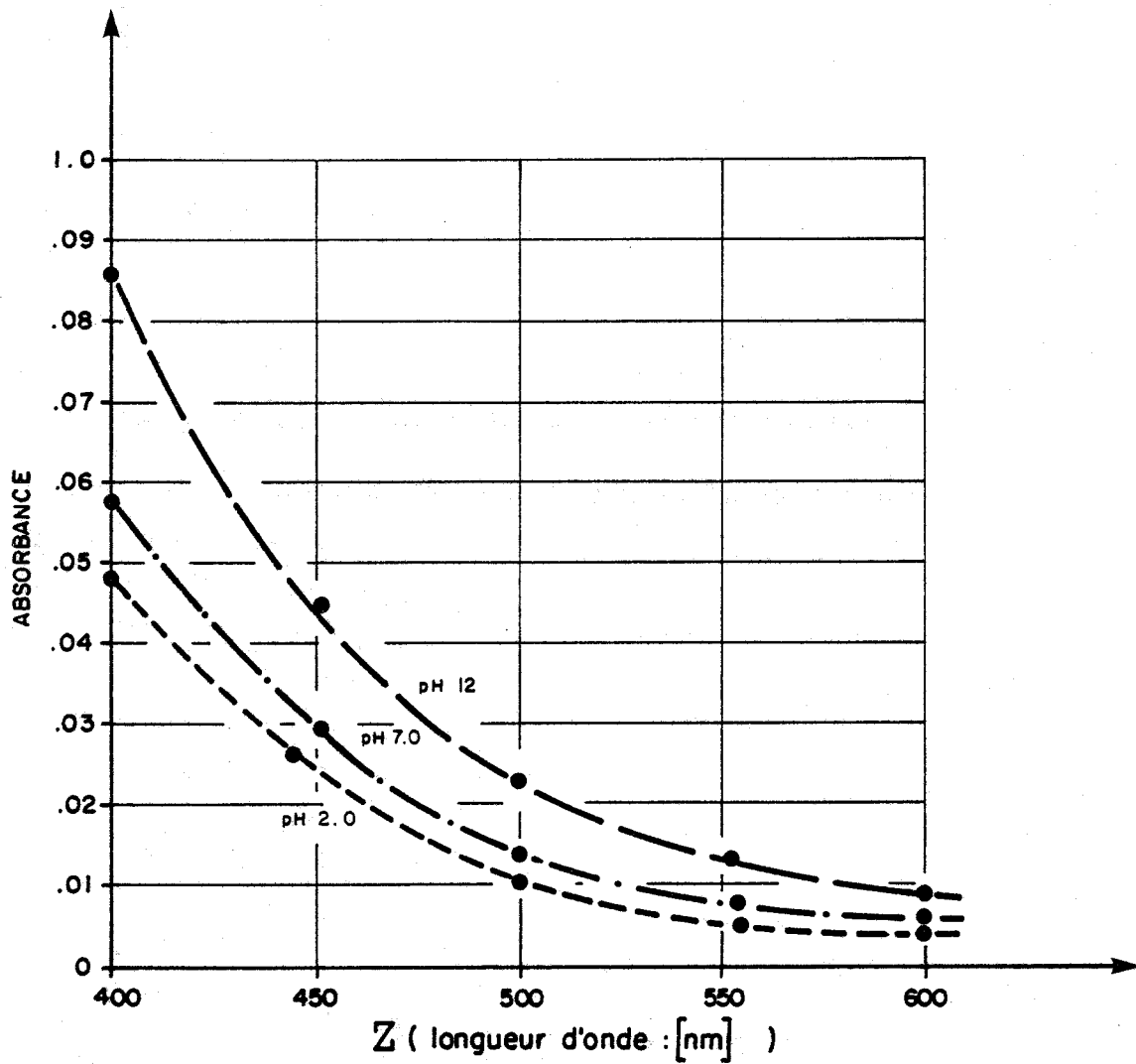


Figure 5.5 Conductivité¹ aux stations du lac Saint-Jean entre Saint-Prime et Pêribonca été 1976.



¹ = ÉCHANTILLON DU 24 JUILLET 1975 .

Figure 5.6 .Variation de l'absorbance des eaux de la rivière Chamouchouane¹ en fonction du pH (24 juillet, 1975).

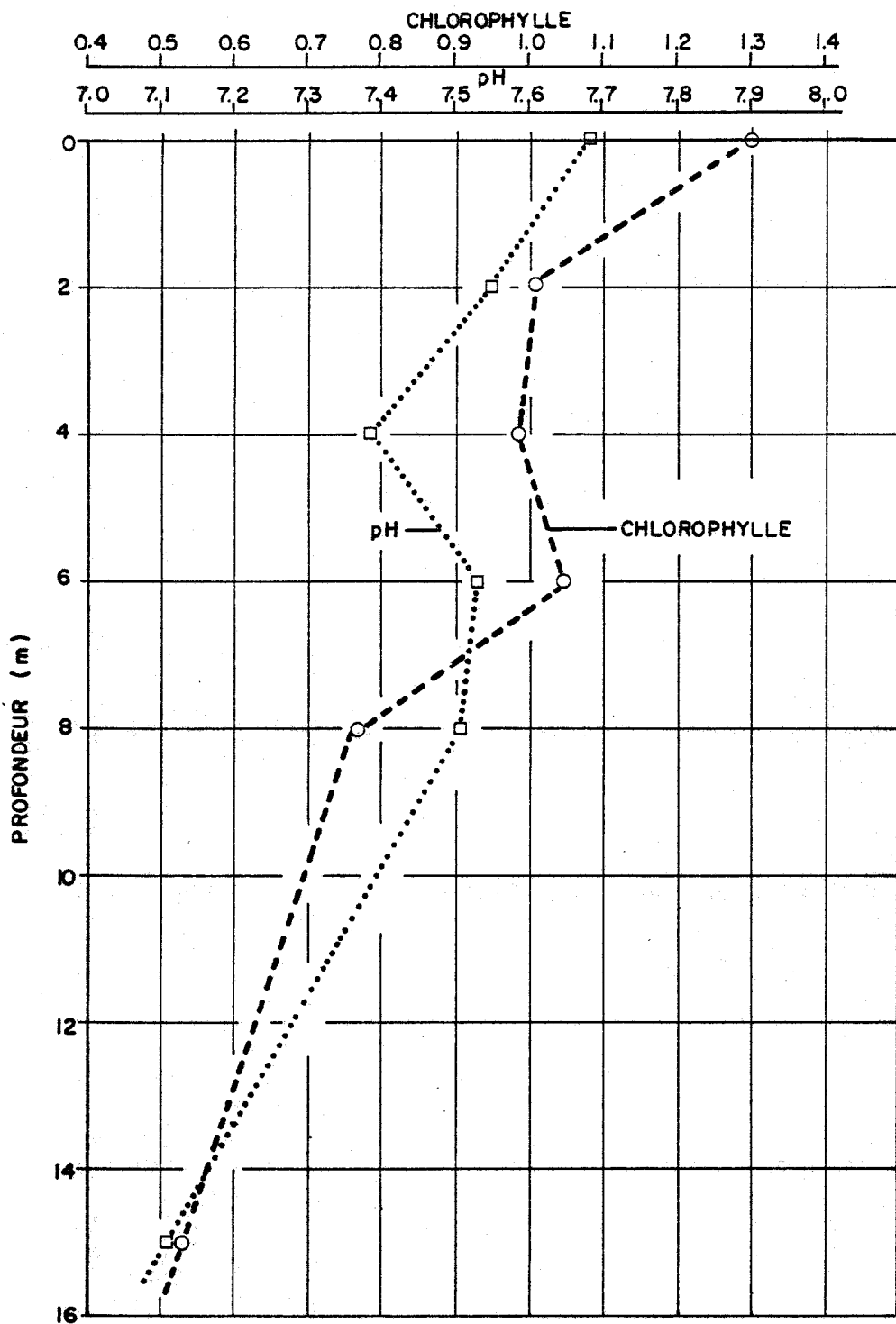


Figure 5.7 . Évolution du pH et de la chlorophylle 'a' en profondeur à la station centrale du lac Saint- Jean le 31 juillet 1975 .

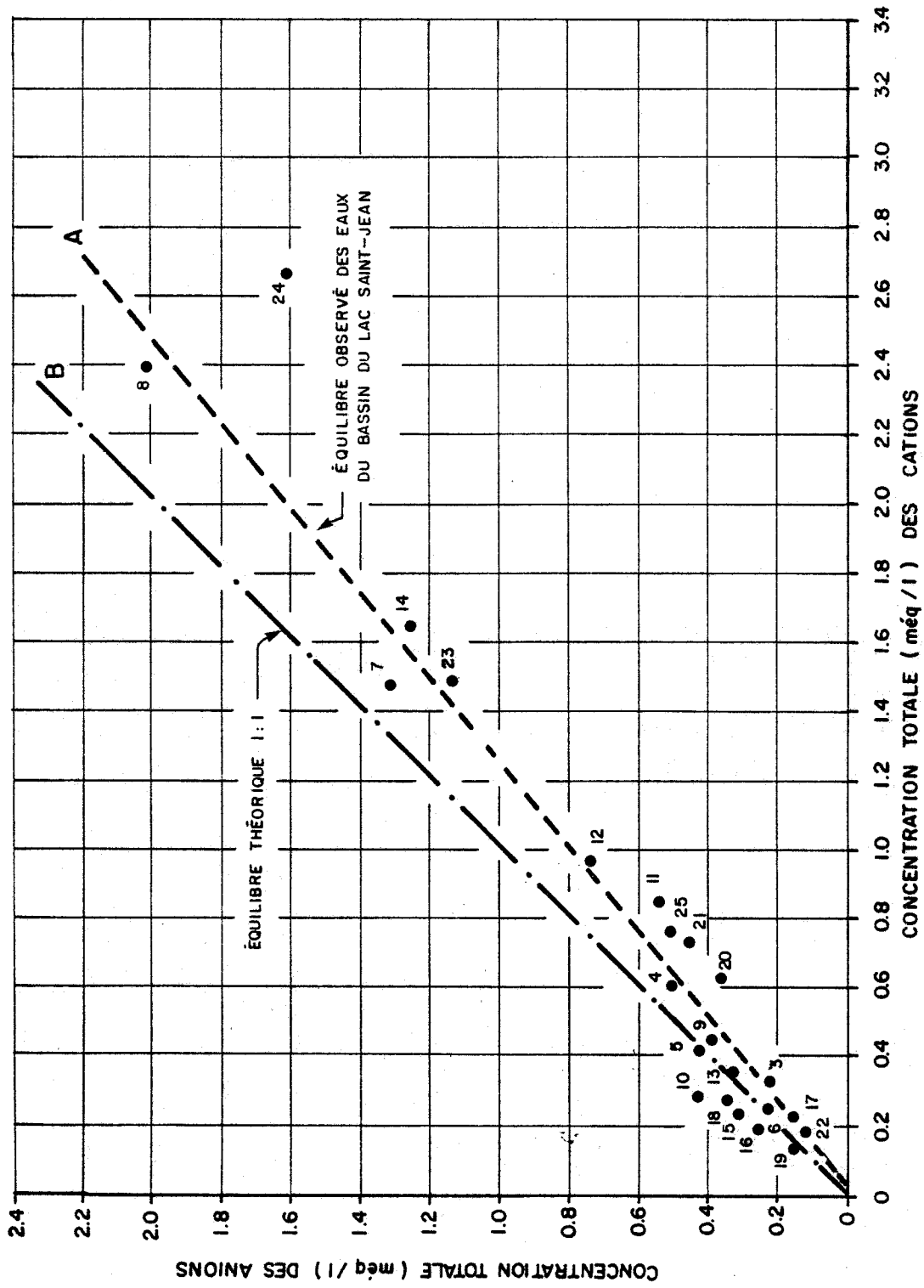


Figure 5.8 . L'équilibre ionique des eaux du bassin du lac Saint-Jean.

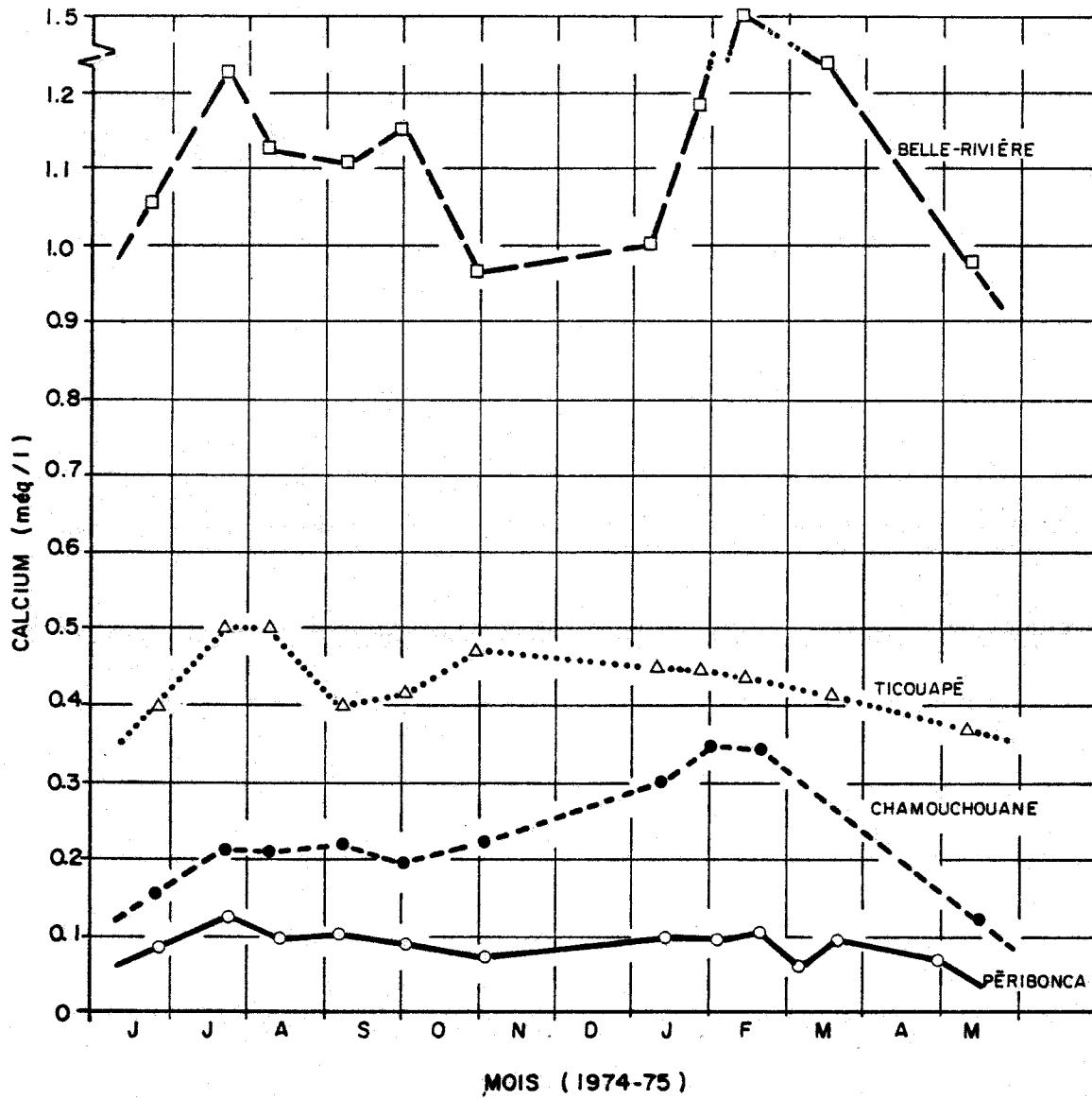


Figure 5.9 .Évolution temporelle du calcium dans quelques tributaires du lac Saint-Jean en 1974-75 .

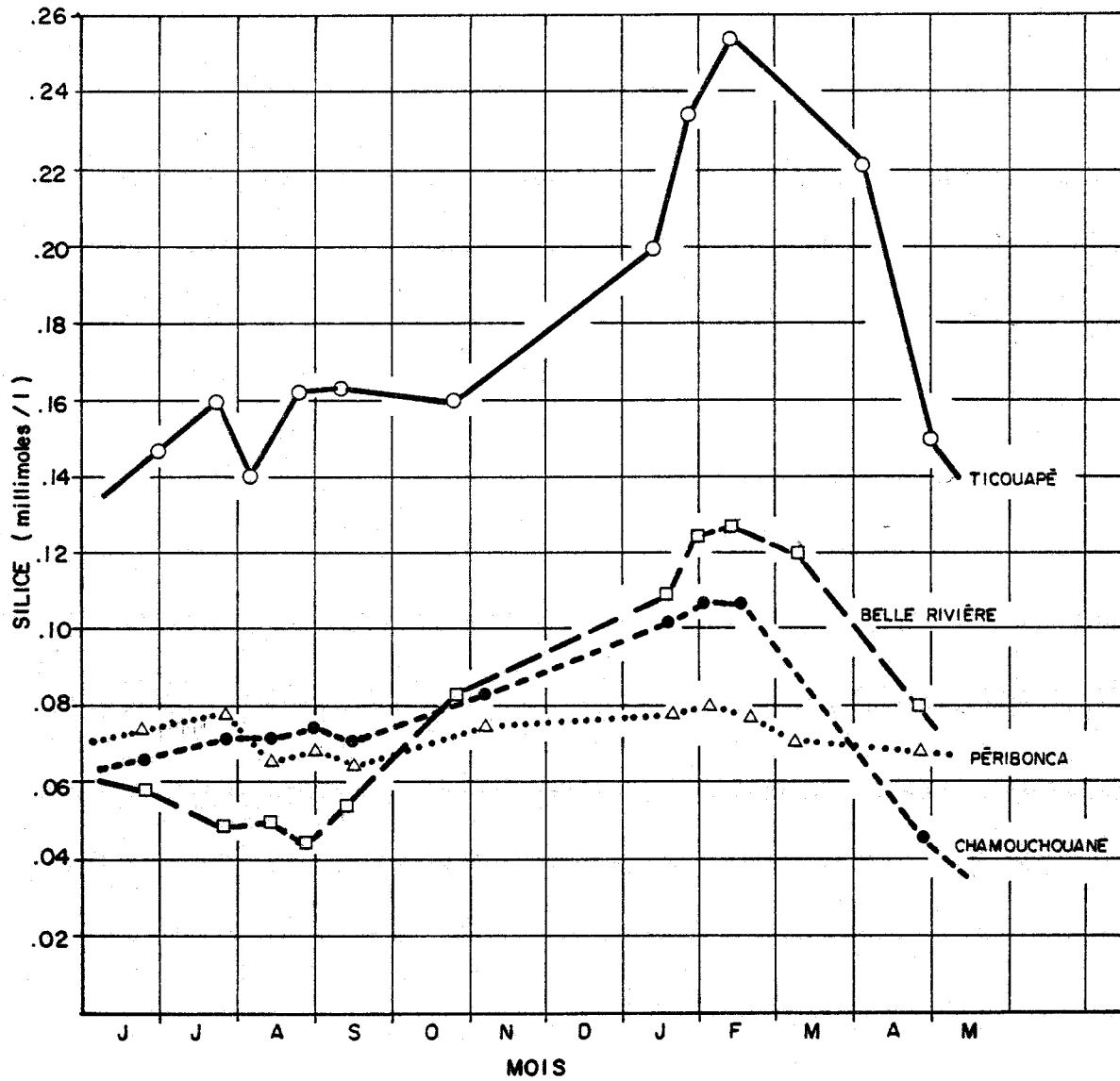


Figure 5.10. Évolution temporelle de la silice dans quelques tributaires du lac Saint-Jean.

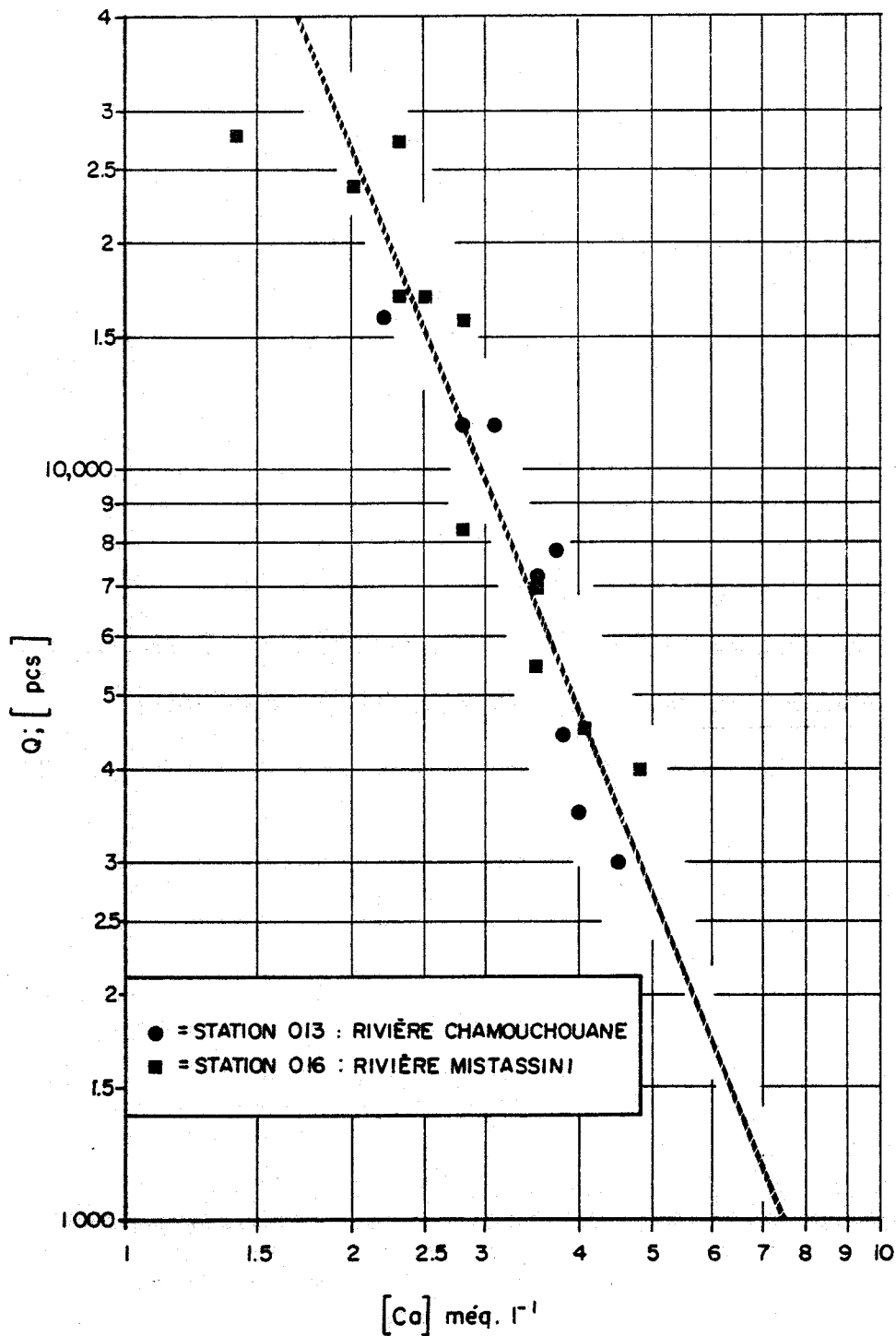


Figure 5.11 . Relation concentration - débit pour le calcium dans les rivières Chamouchouane. et Mistassini [1974 - 1976] .

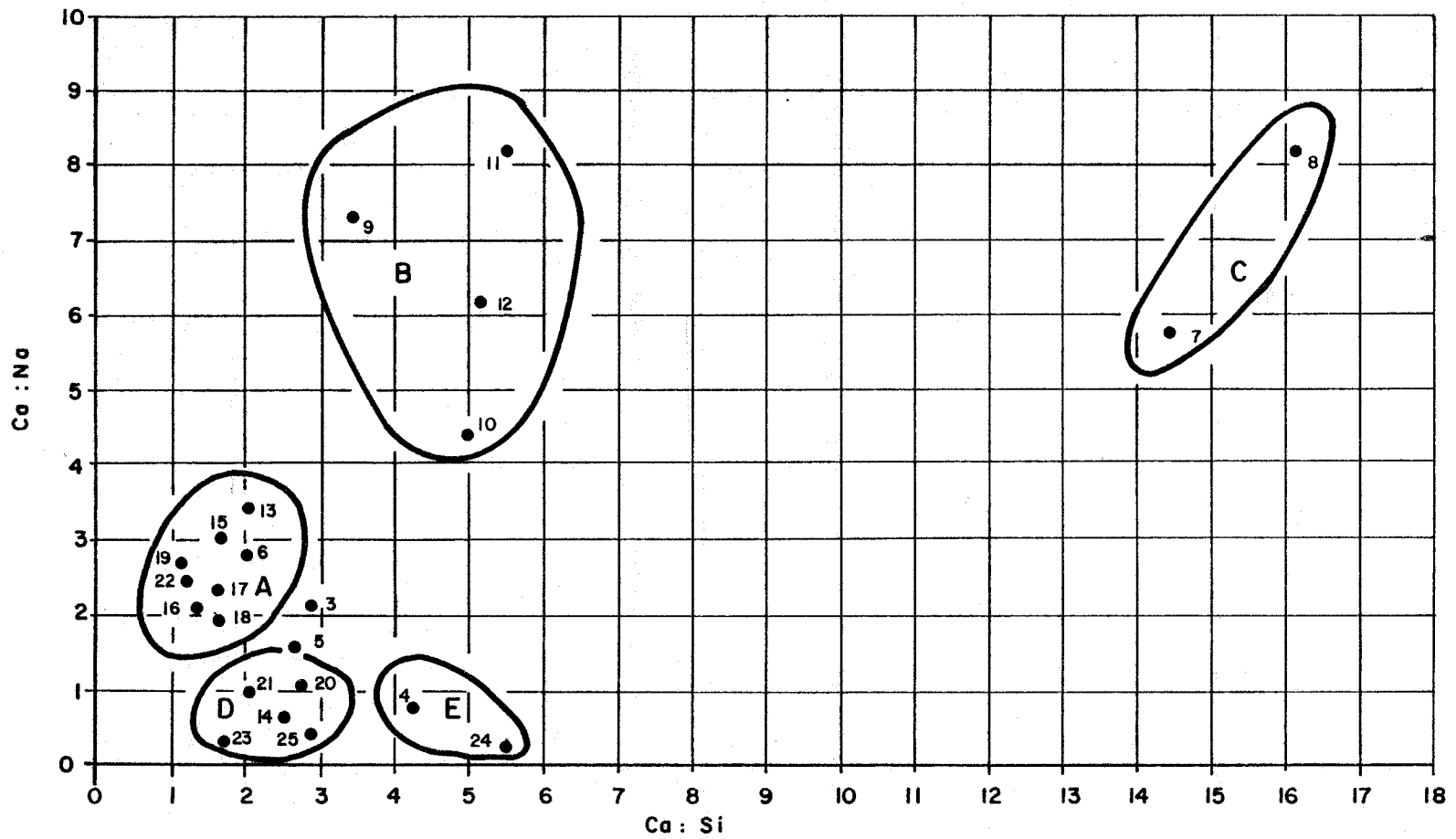


Figure 5.12 .Regroupement des stations en fonction des rapports d'ions Ca:Na y Ca:Si .

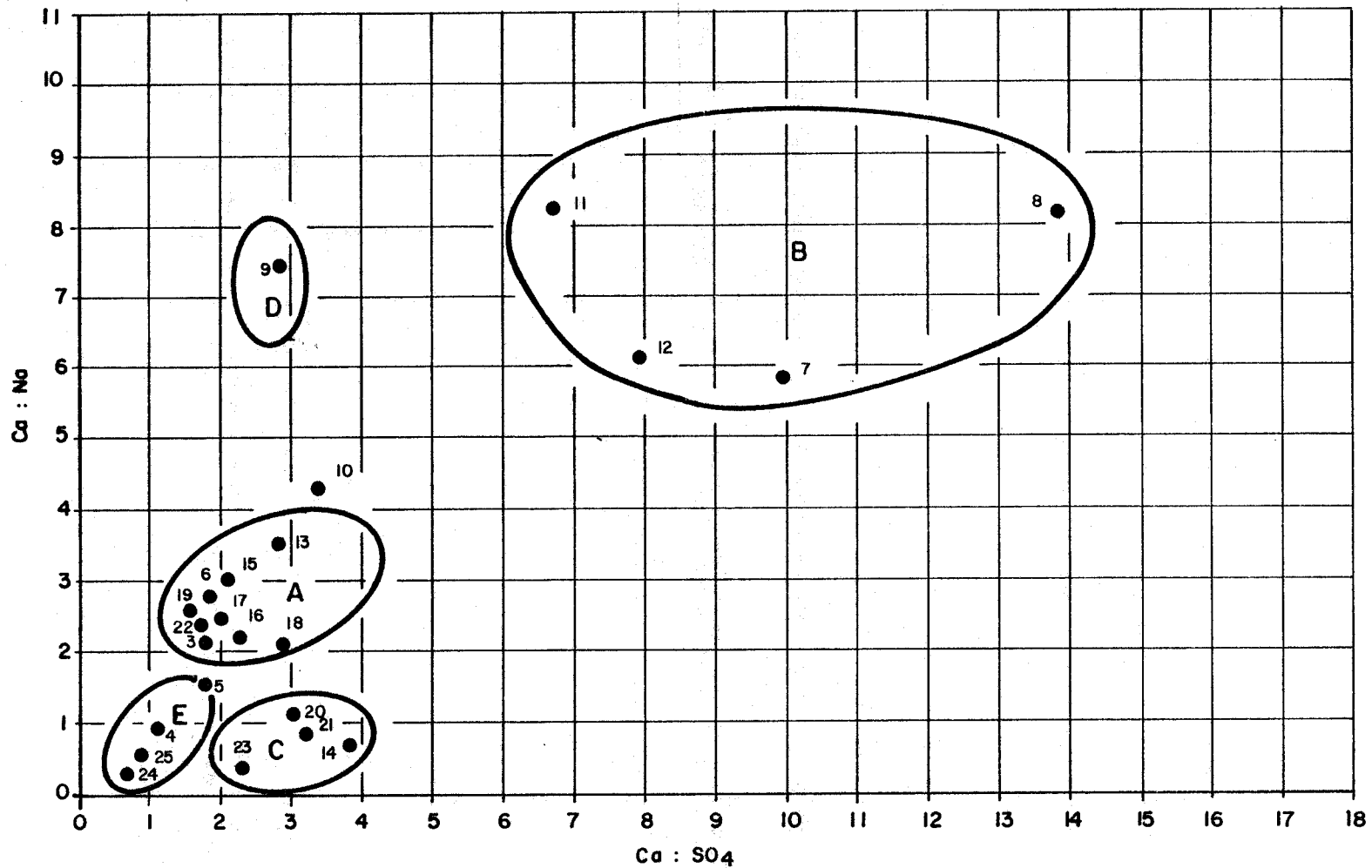


Figure 5.13 .Regroupement des stations en fonction des rapports d'ions Ca : Na γ Ca : SO₄ .

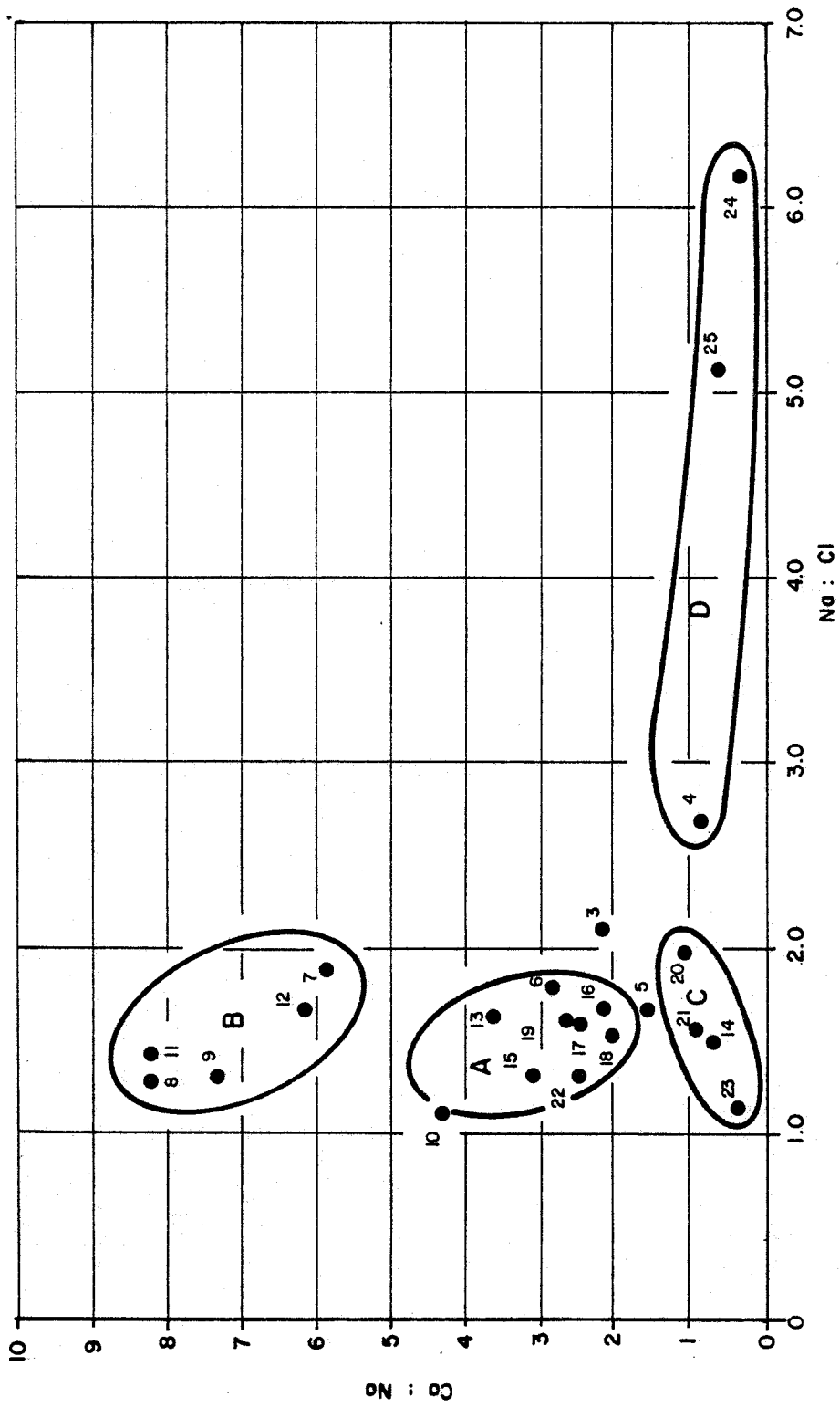


Figure 5.14 . Regroupement des stations en fonction des rapports d'ions Ca:Na y Na:Cl .

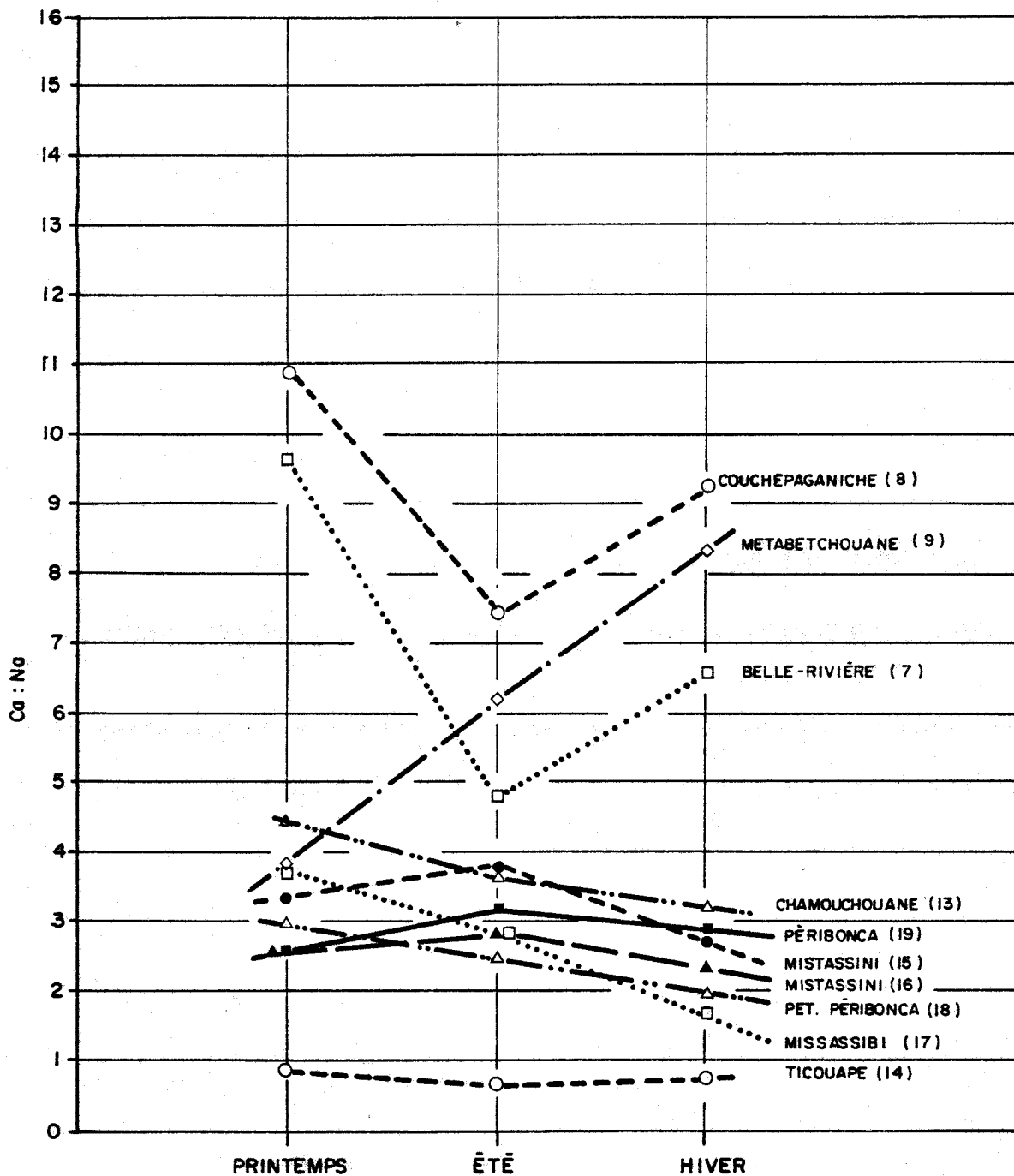


Figure 5.15. Évolution saisonnière des rapports Ca:Na dans quelques tributaires du lac Saint-Jean.

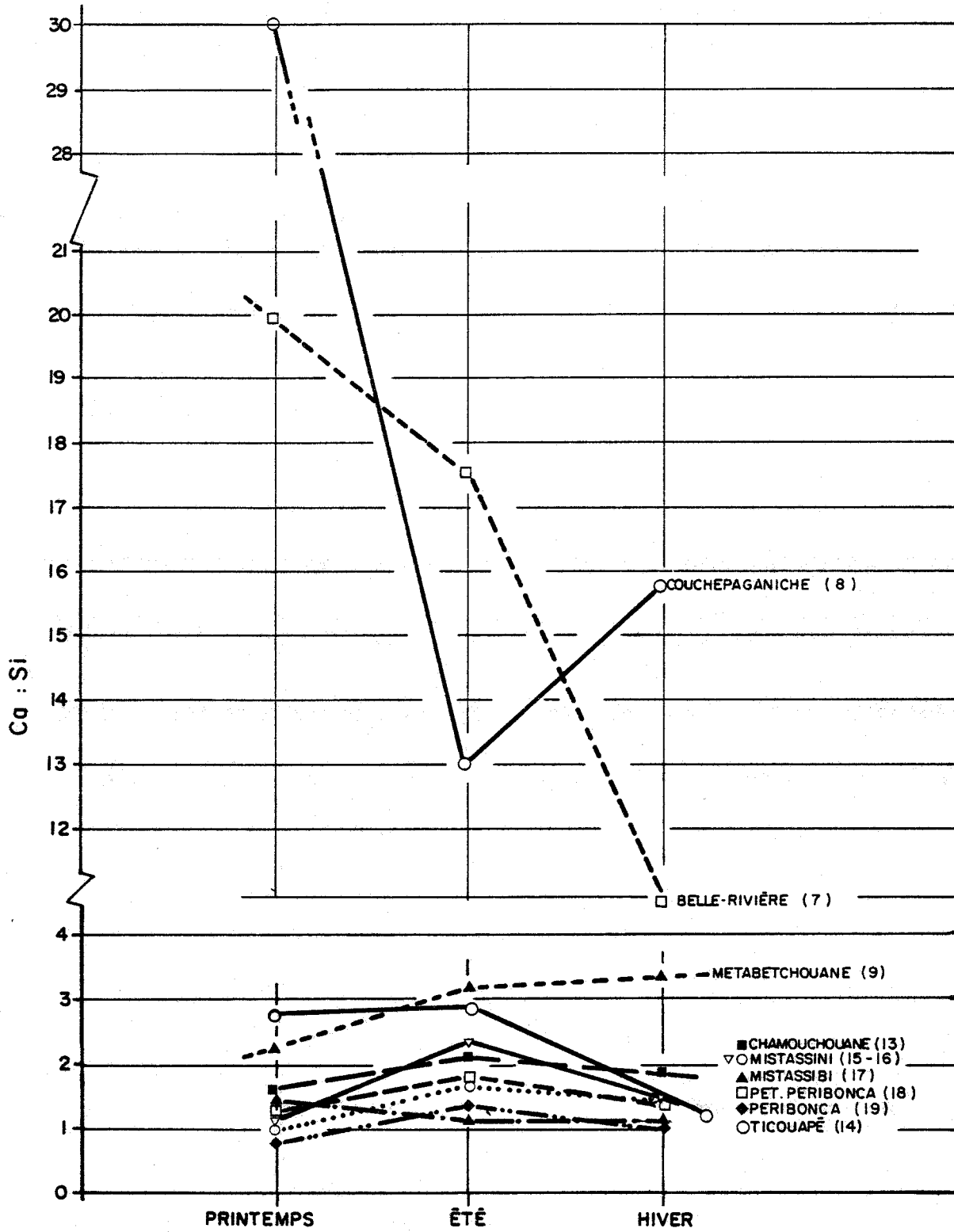


Figure 5.16 .Évolution saisonnière du rapport Ca:Si dans quelques tributaires du lac Saint- Jean.

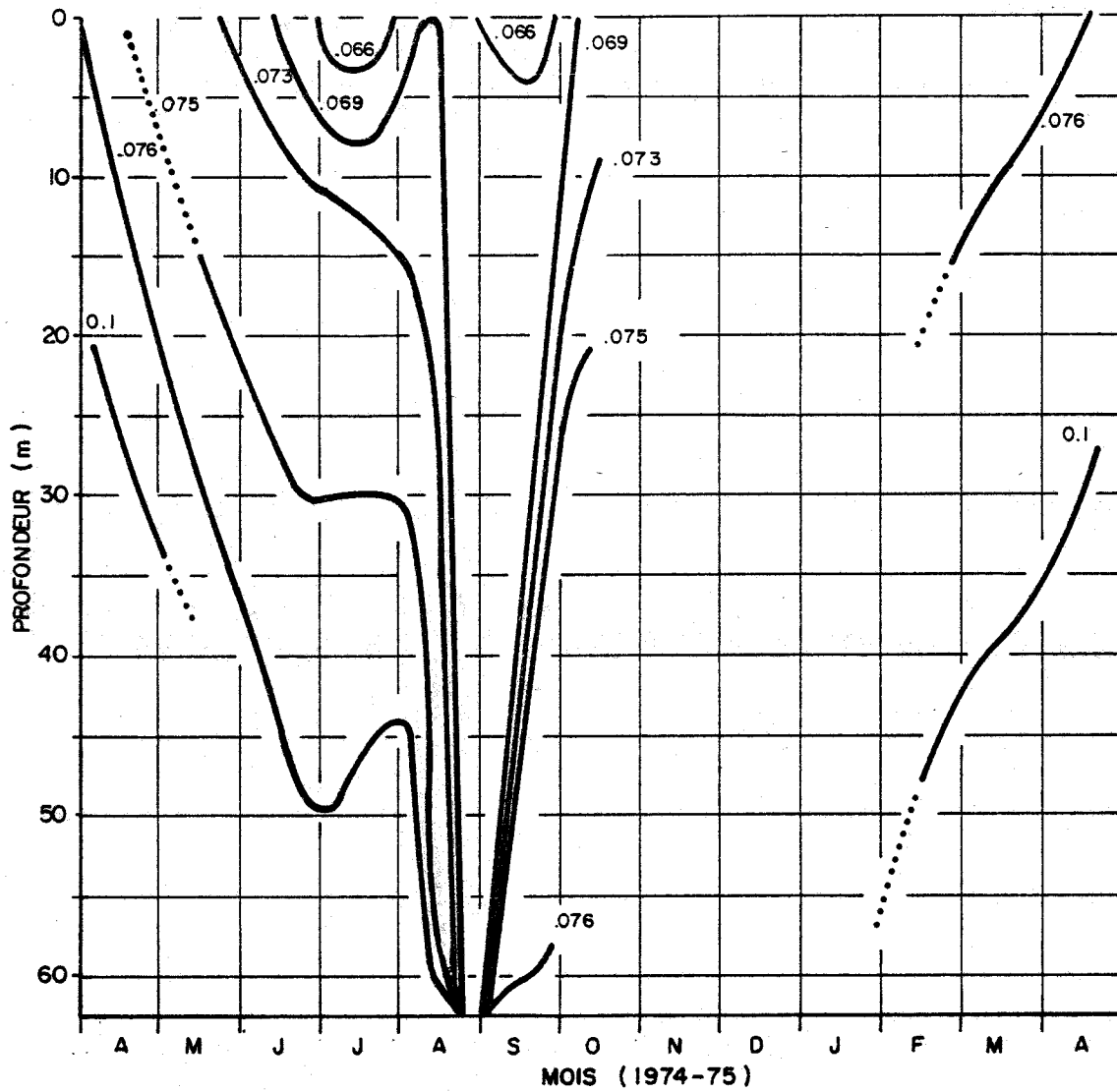


Figure 5.17. Évolution temporelle de la concentration de la silice (millimoles/l) dans la station centrale du lac Saint-Jean en 1974-75.

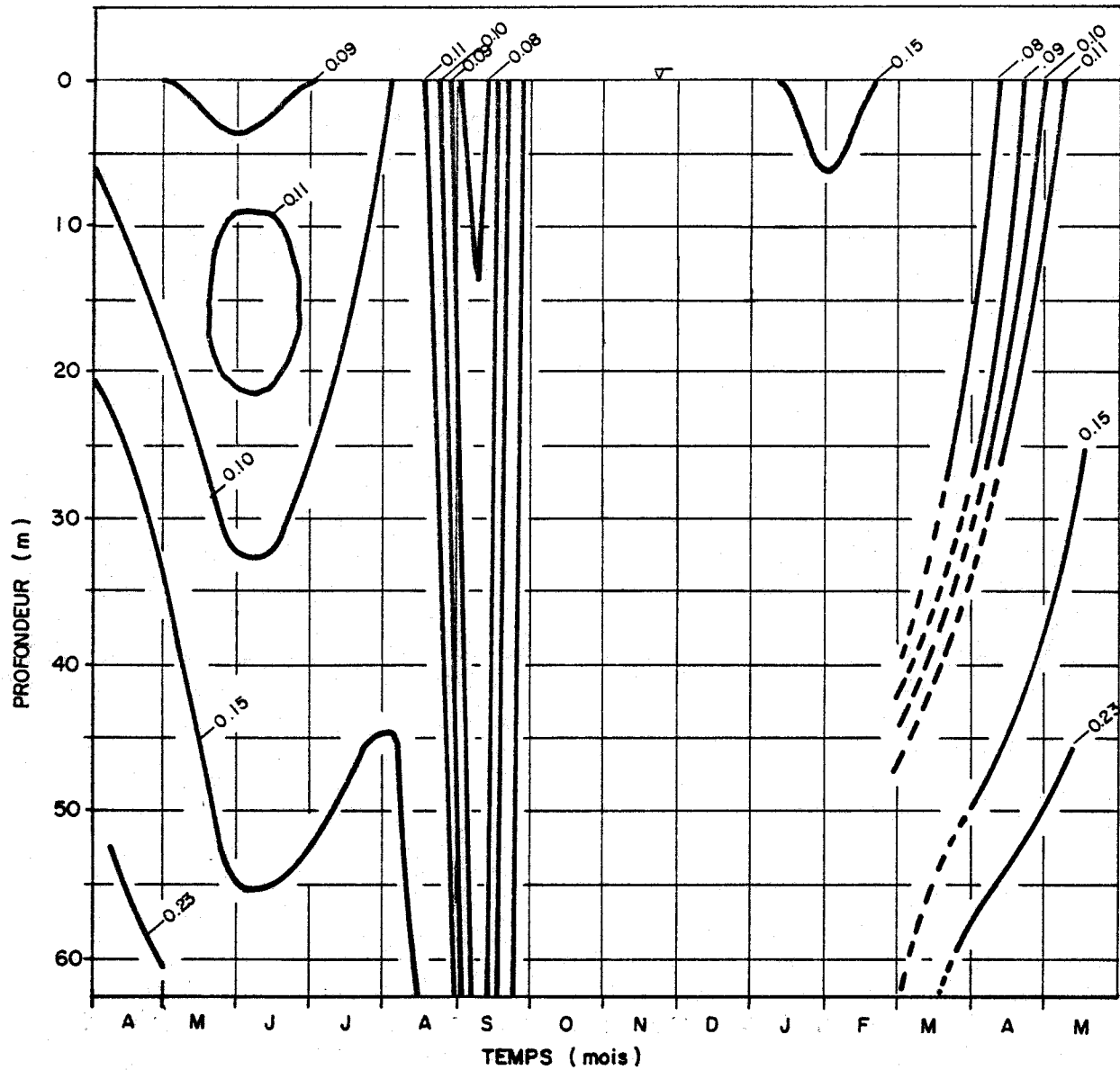


Figure 5.18 .Évolution temporelle de la concentration de calcium (méq/l) à la station centrale du lac Saint-Jean en 1974-75 .

LAC SAINT-JEAN

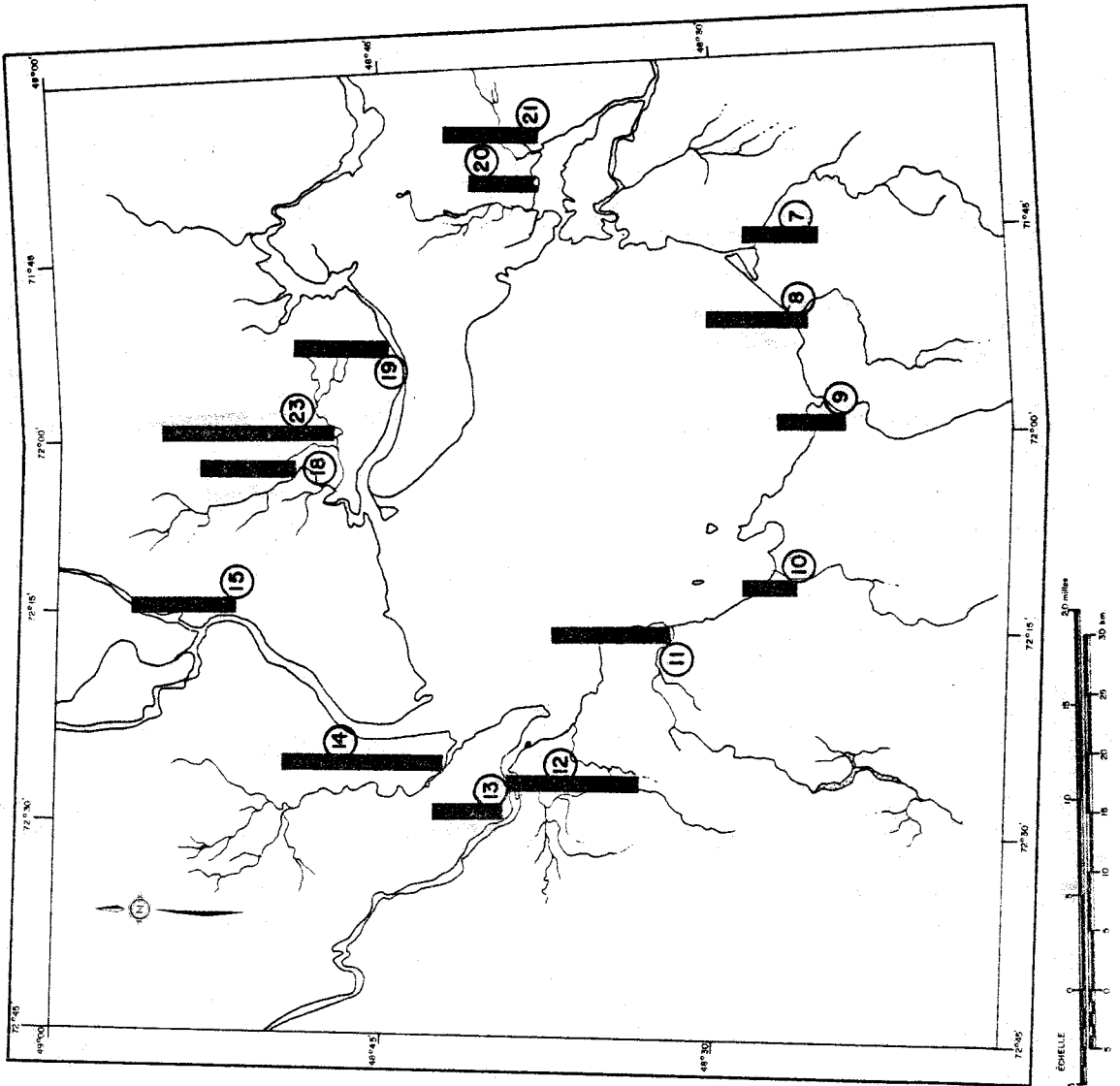


Figure 5.19
Lessivage spécifique de la silice
des tributaires du lac Saint-Jean.

LAC SAINT-JEAN

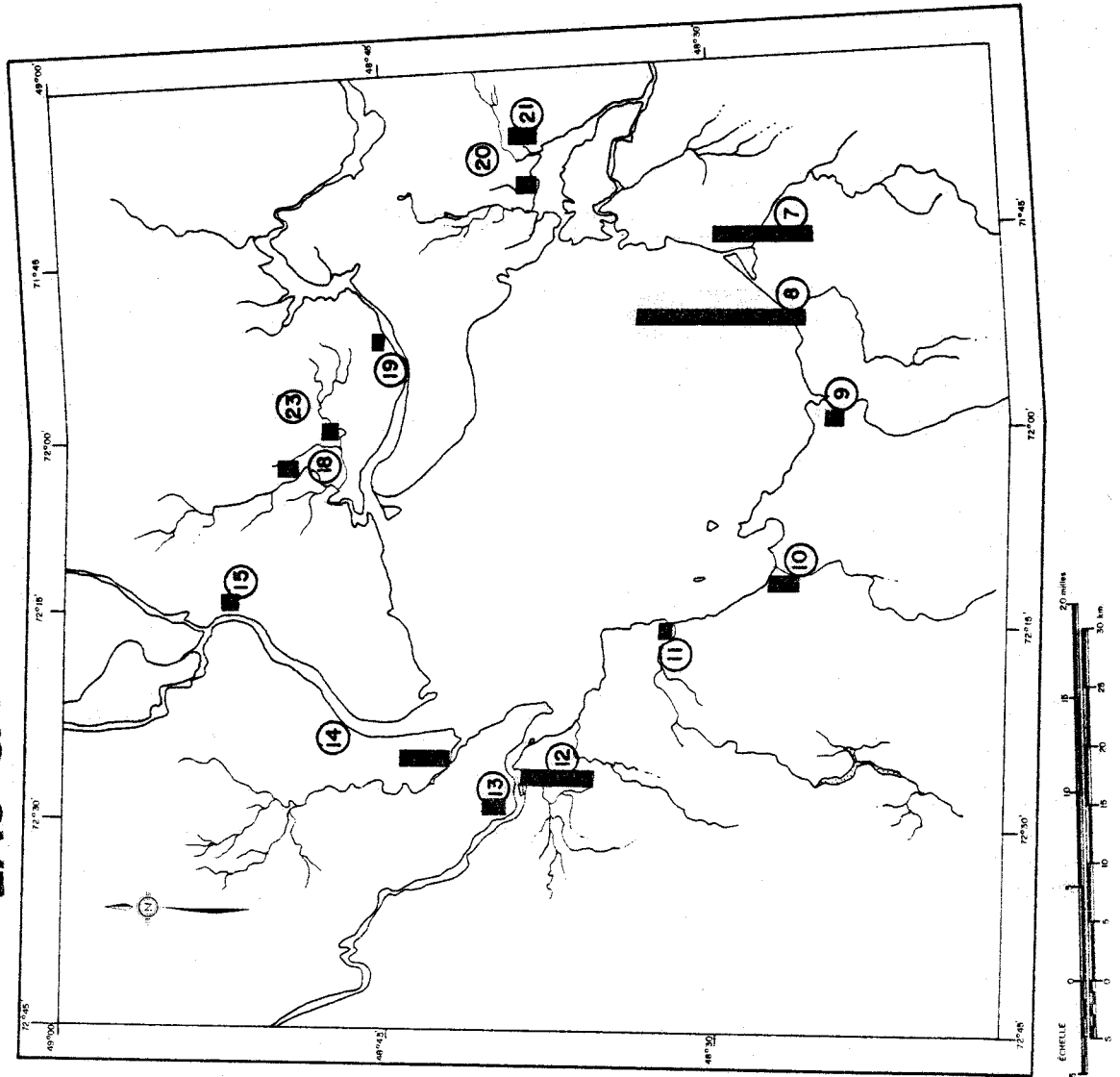
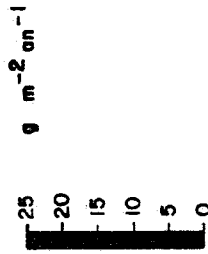


Figure 5.20

Lessivage spécifique du calcium
des tributaires du lac Saint-Jean.

ÉCHELLE DES VALEURS DU CALCIUM



LAC SAINT-JEAN

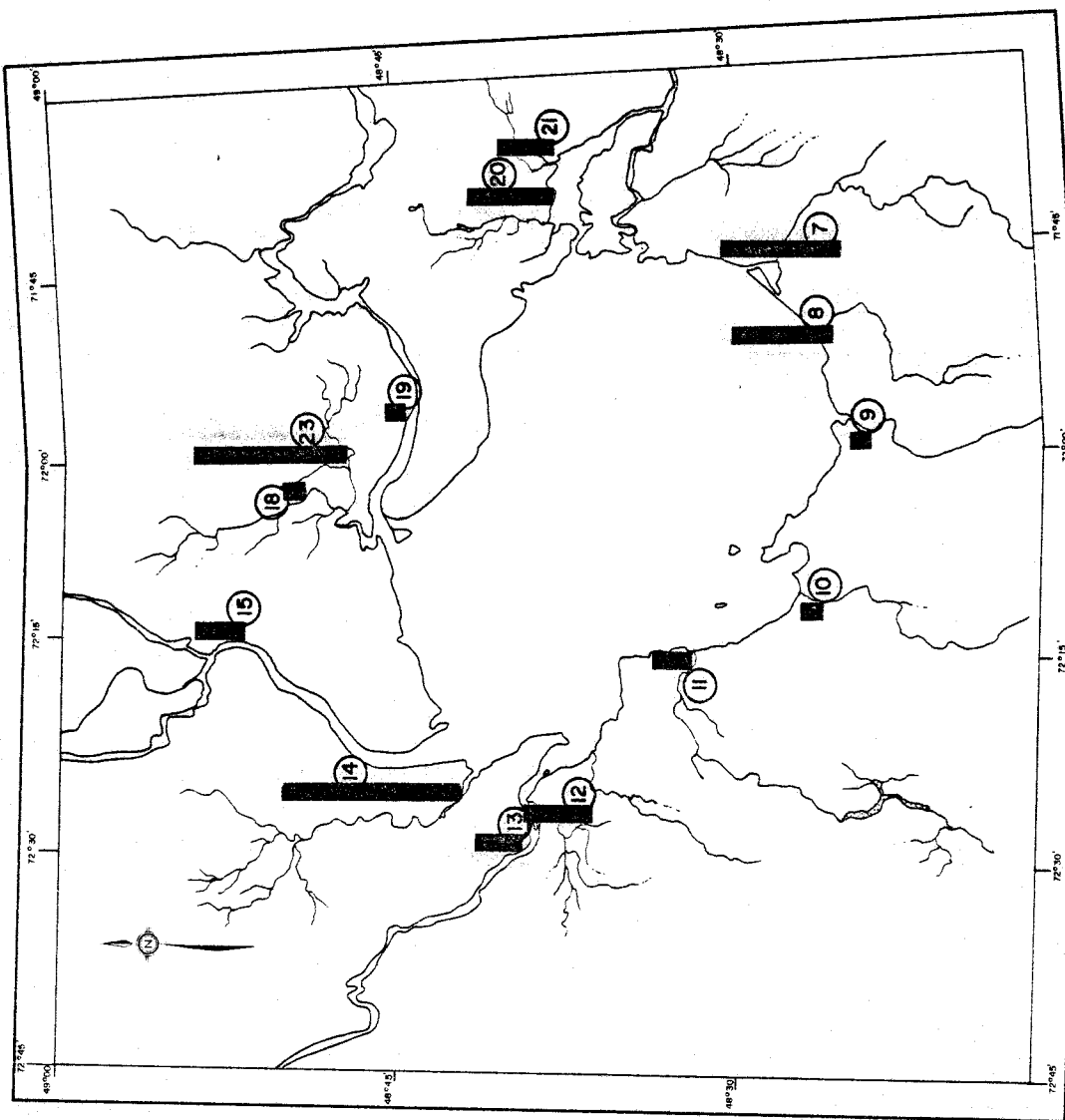
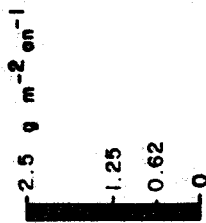


Figure 5.21

Lessivage spécifique du magnésium
des tributaires du lac Saint-Jean.

ÉCHELLE DES VALEURS DU MAGNÉSIMUM



LAC SAINT-JEAN

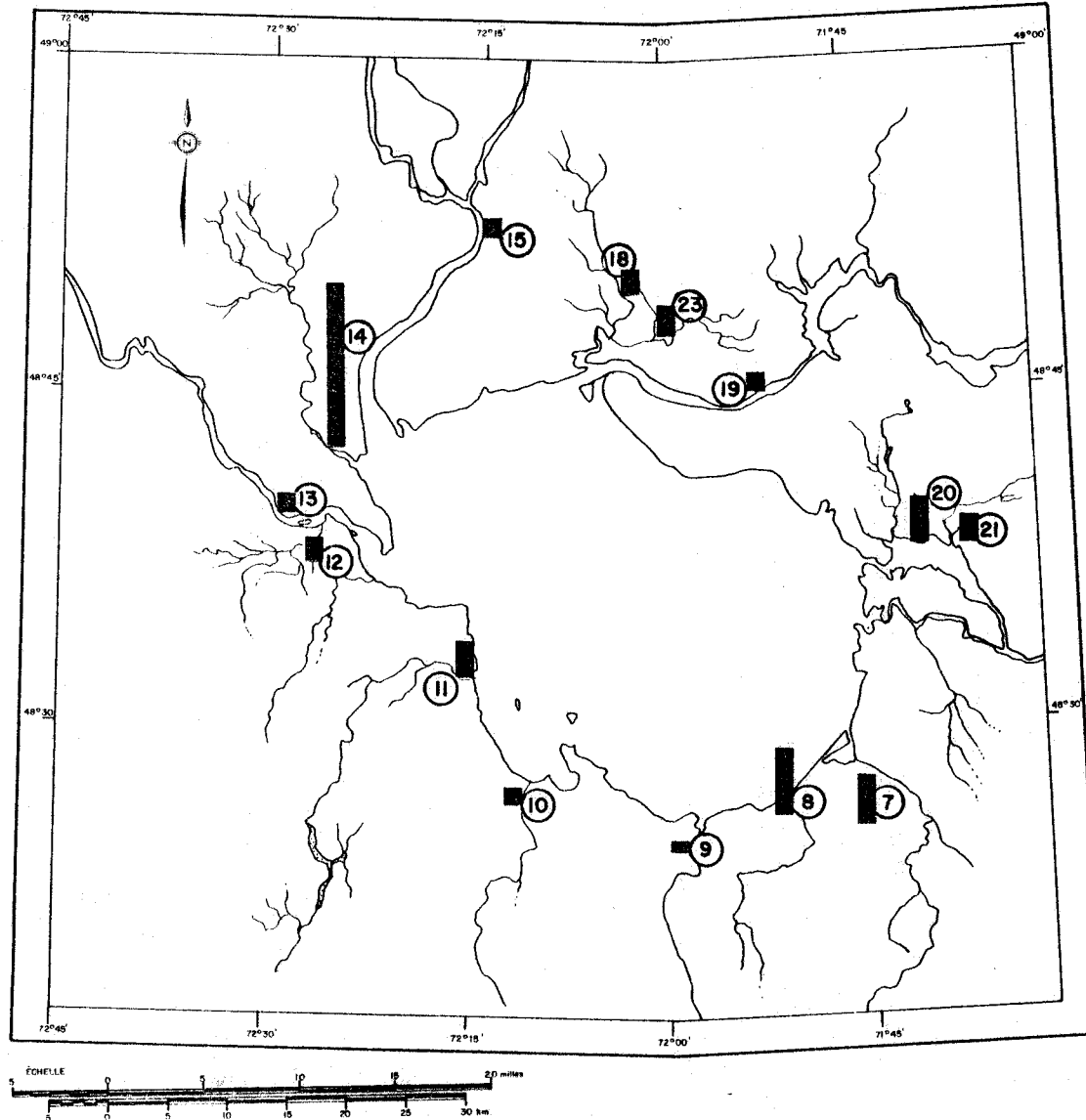
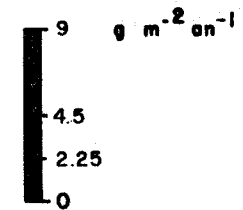


Figure 5.22

Lessivage spécifique du sodium
des tributaires du lac Saint-Jean.

ÉCHELLE DES VALEURS DU SODIUM



LAC SAINT-JEAN

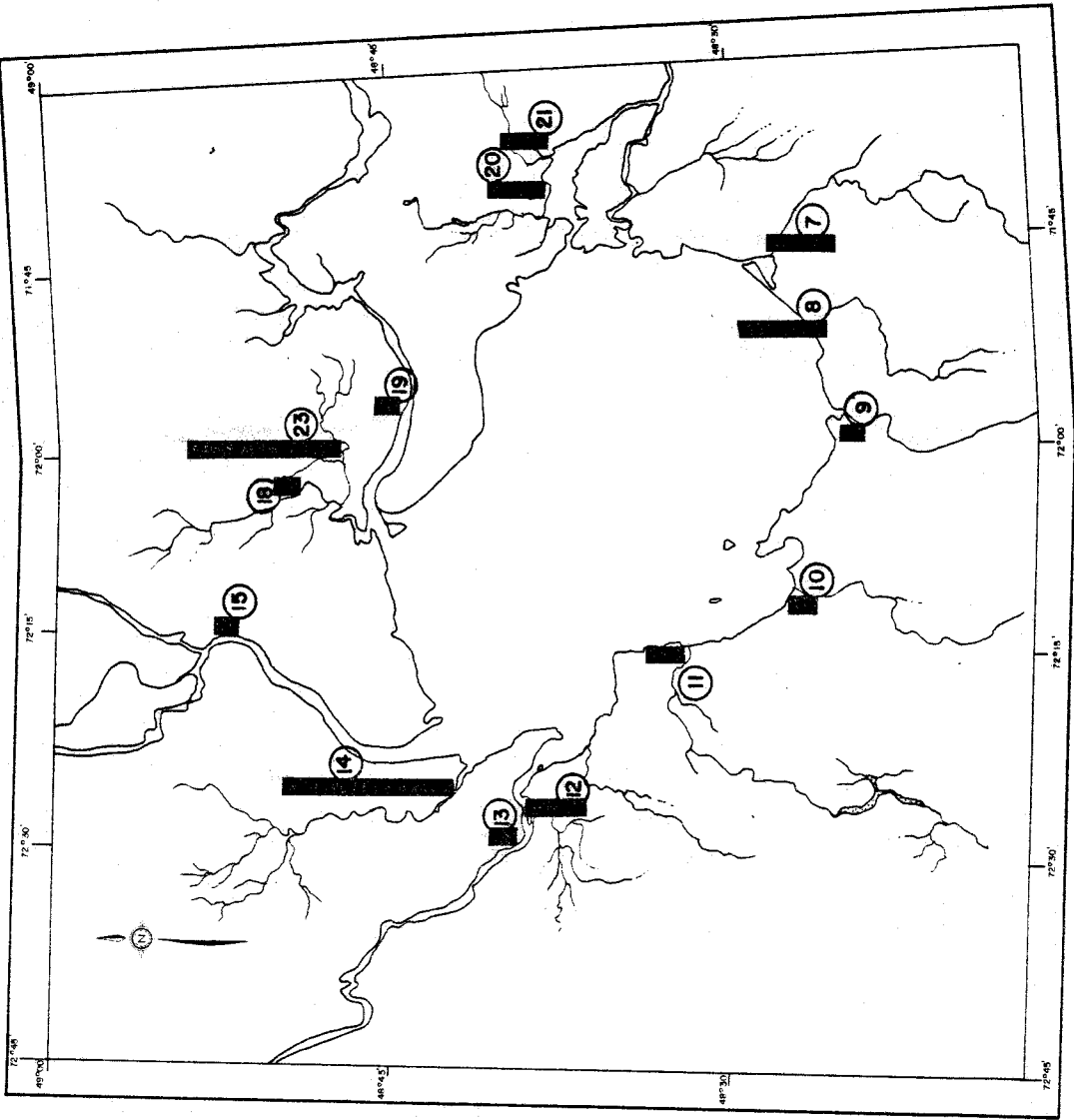
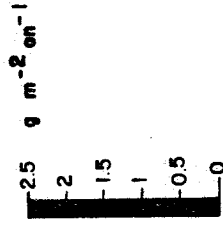


Figure 5.23

Lessivage spécifique du potassium
des tributaires du lac Saint-Jean.

ÉCHELLE DES VALEURS DU POTASSIUM



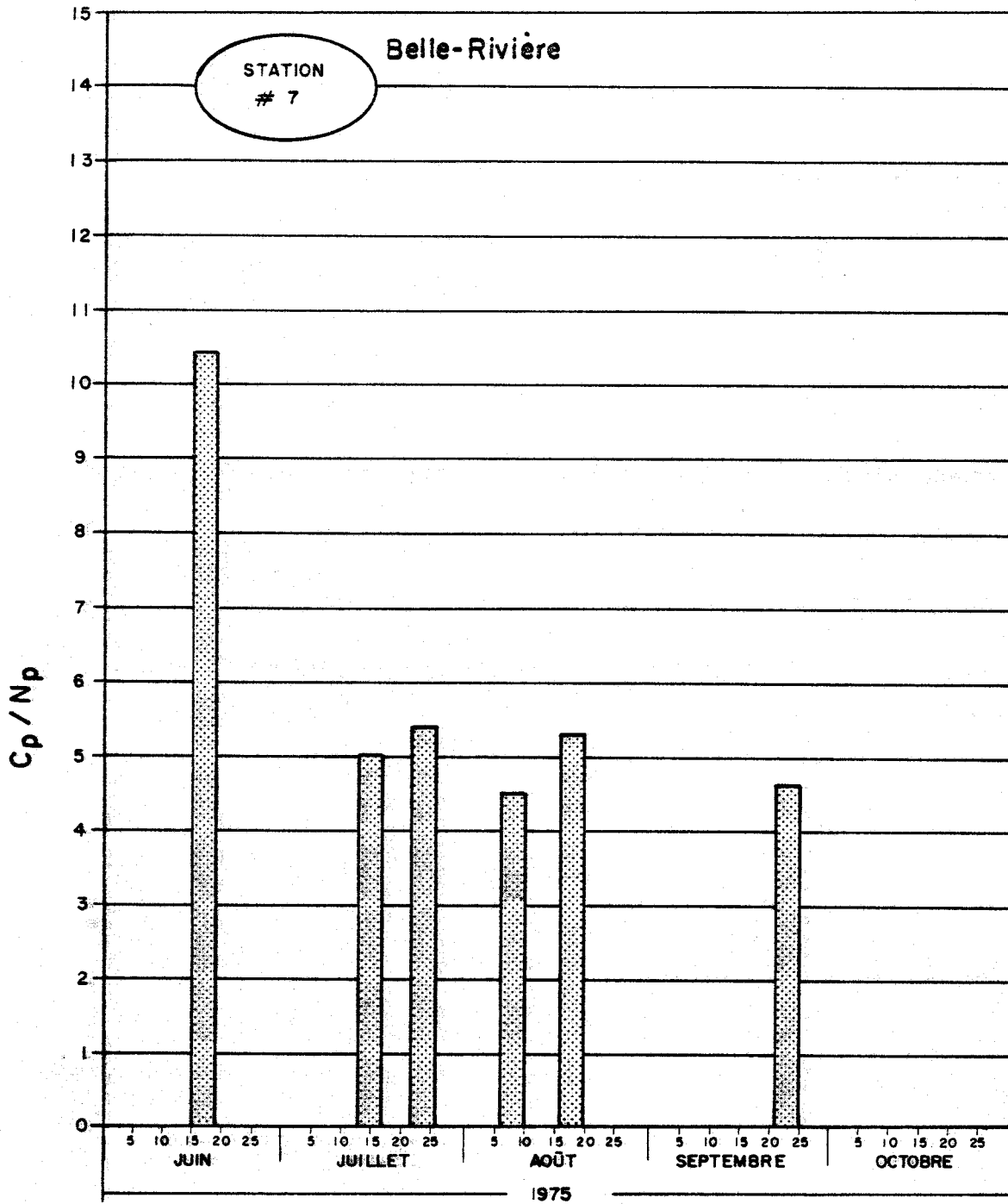


Figure 5.24 .Rapport $C_p:N_p$ dans les eaux de la Belle-Rivière .

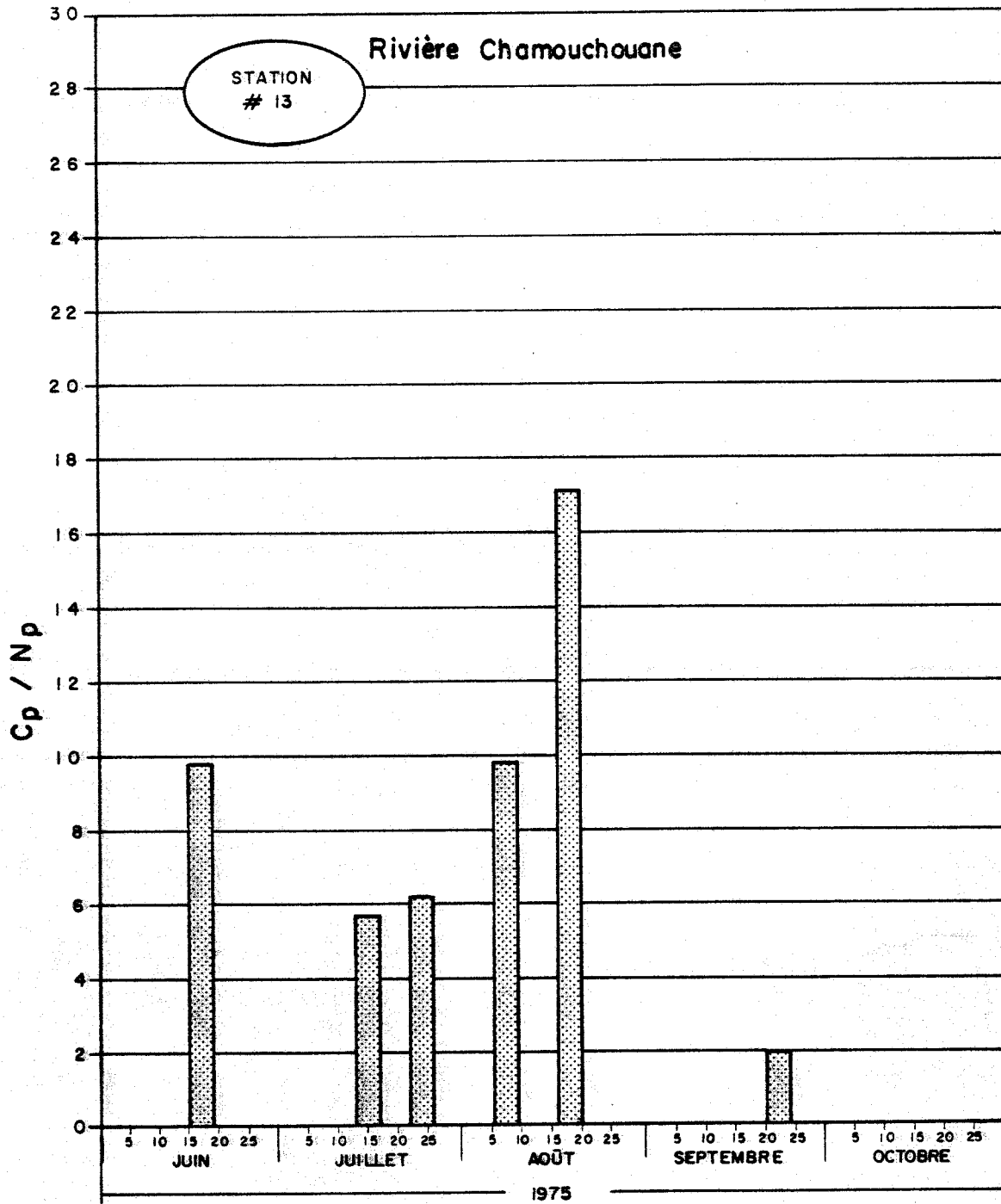


Figure 5.25 . Rapport $C_p:N_p$ dans les eaux de la rivière Chamouchouane .

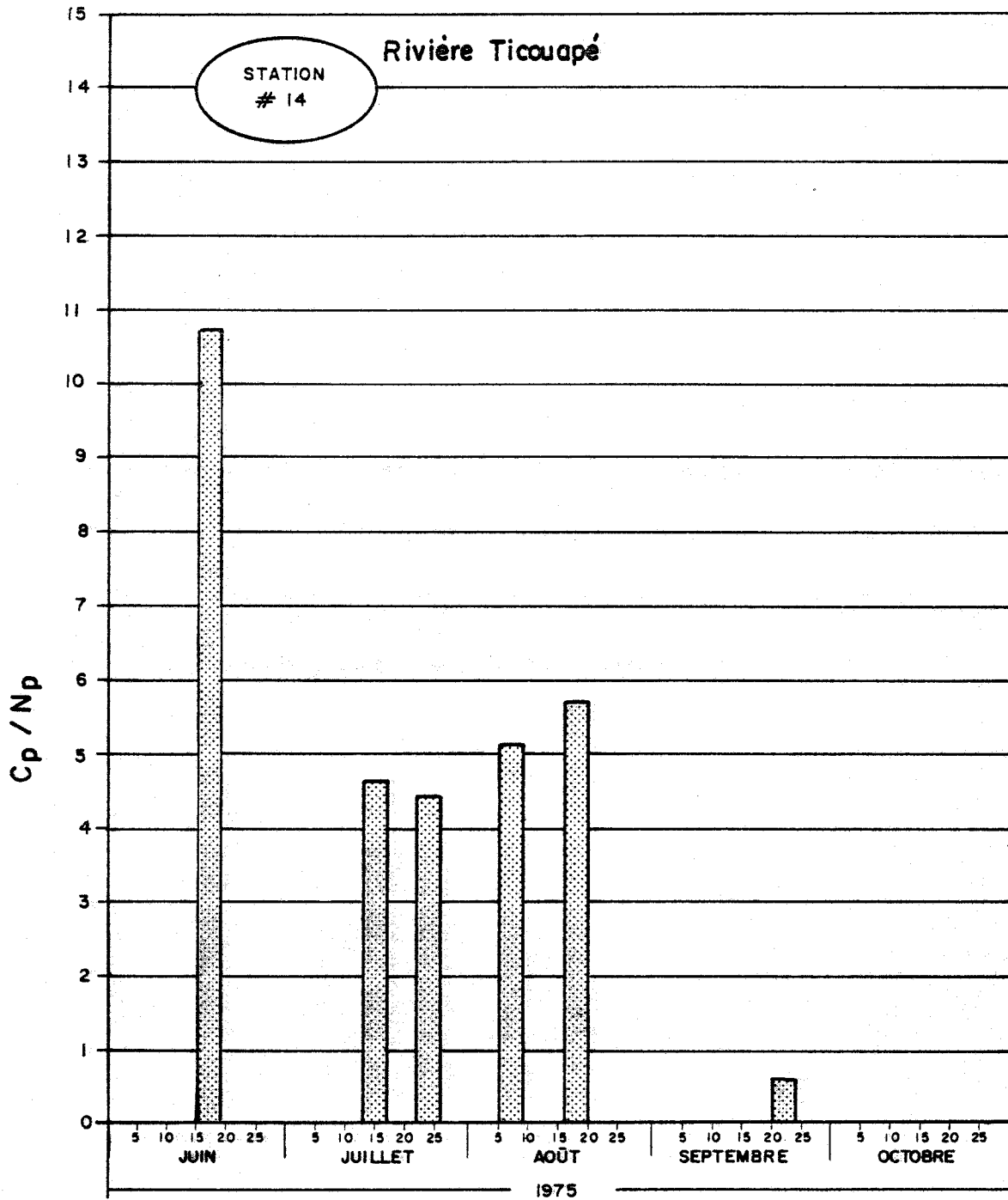


Figure 5.26 .Rapport $C_p : N_p$ dans les eaux de la rivière Ticouapé .

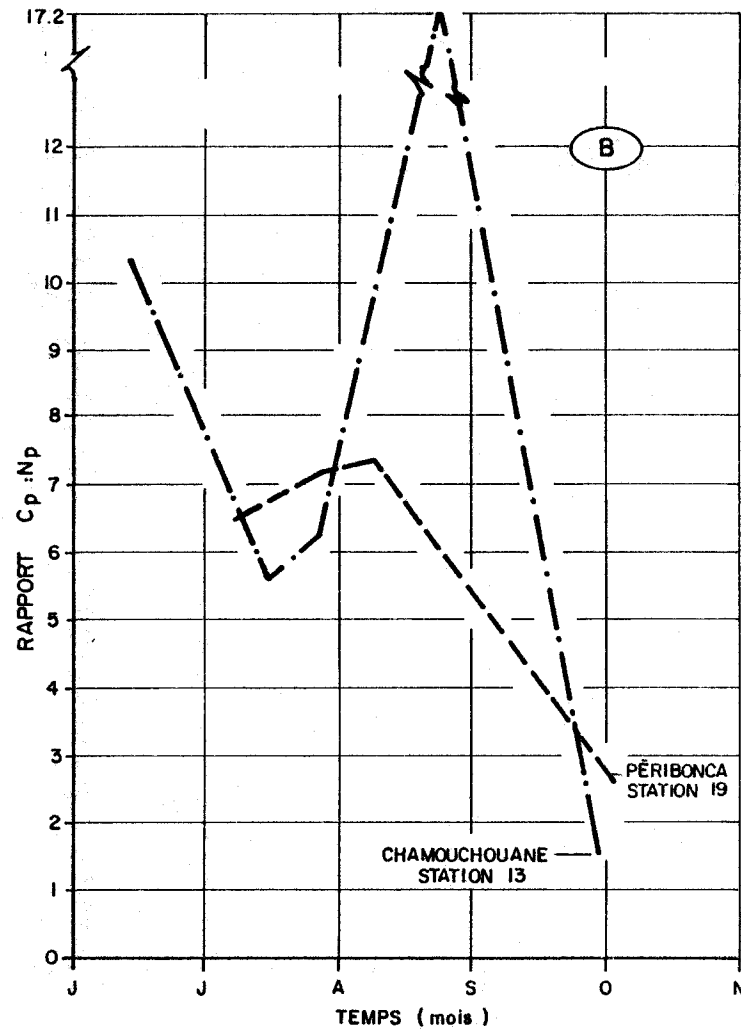
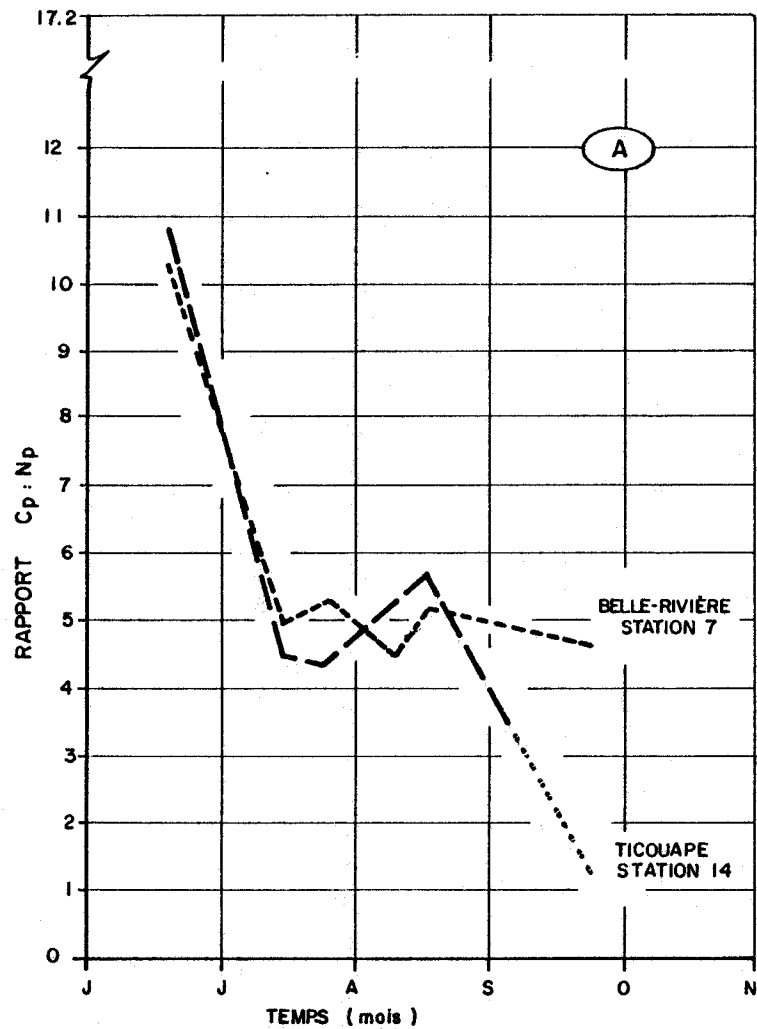


Figure 5.27. Évolution du rapport $C_p : N_p$ dans quelques tributaires agricole (A) et forestier (B) du lac Saint-Jean, en 1976.

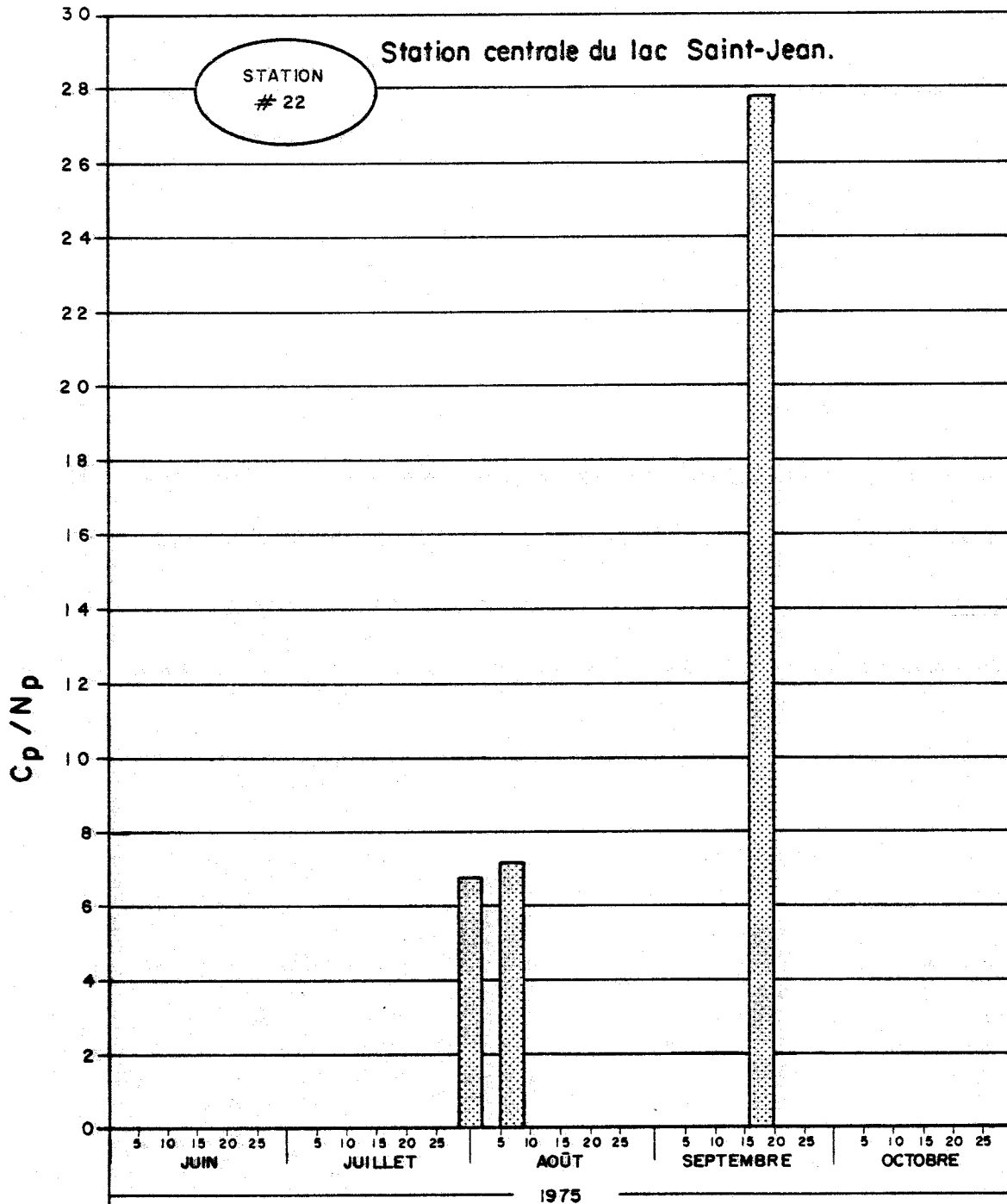


Figure 5.28 .Rapport C_p/N_p dans les eaux du lac Saint-Jean à la station centrale .

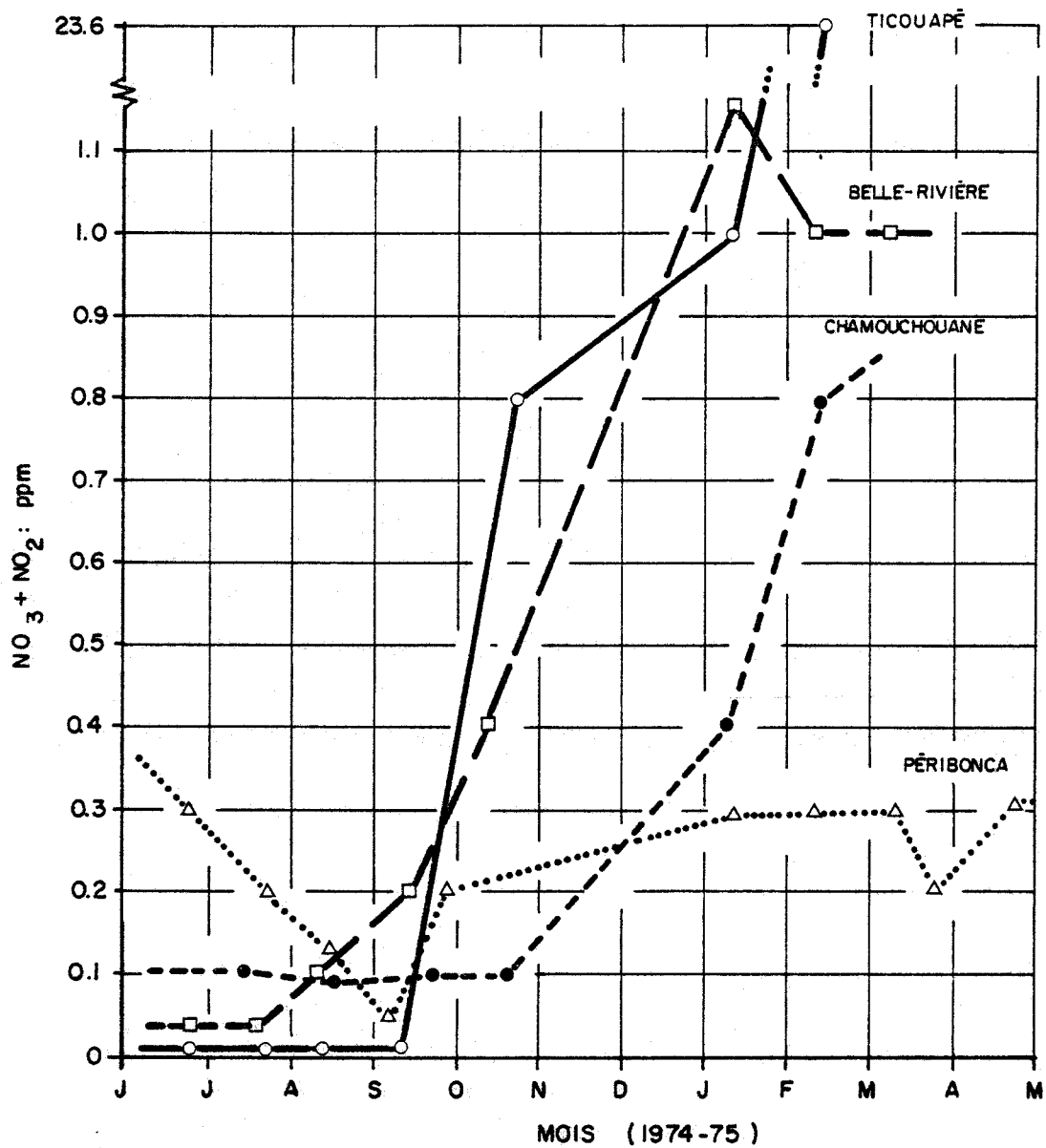


Figure 5.29 .Évolution temporelle de nitrate et nitrite ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2$) dans les eaux de quelques tributaires du lac Saint - Jean en 1974-75 .

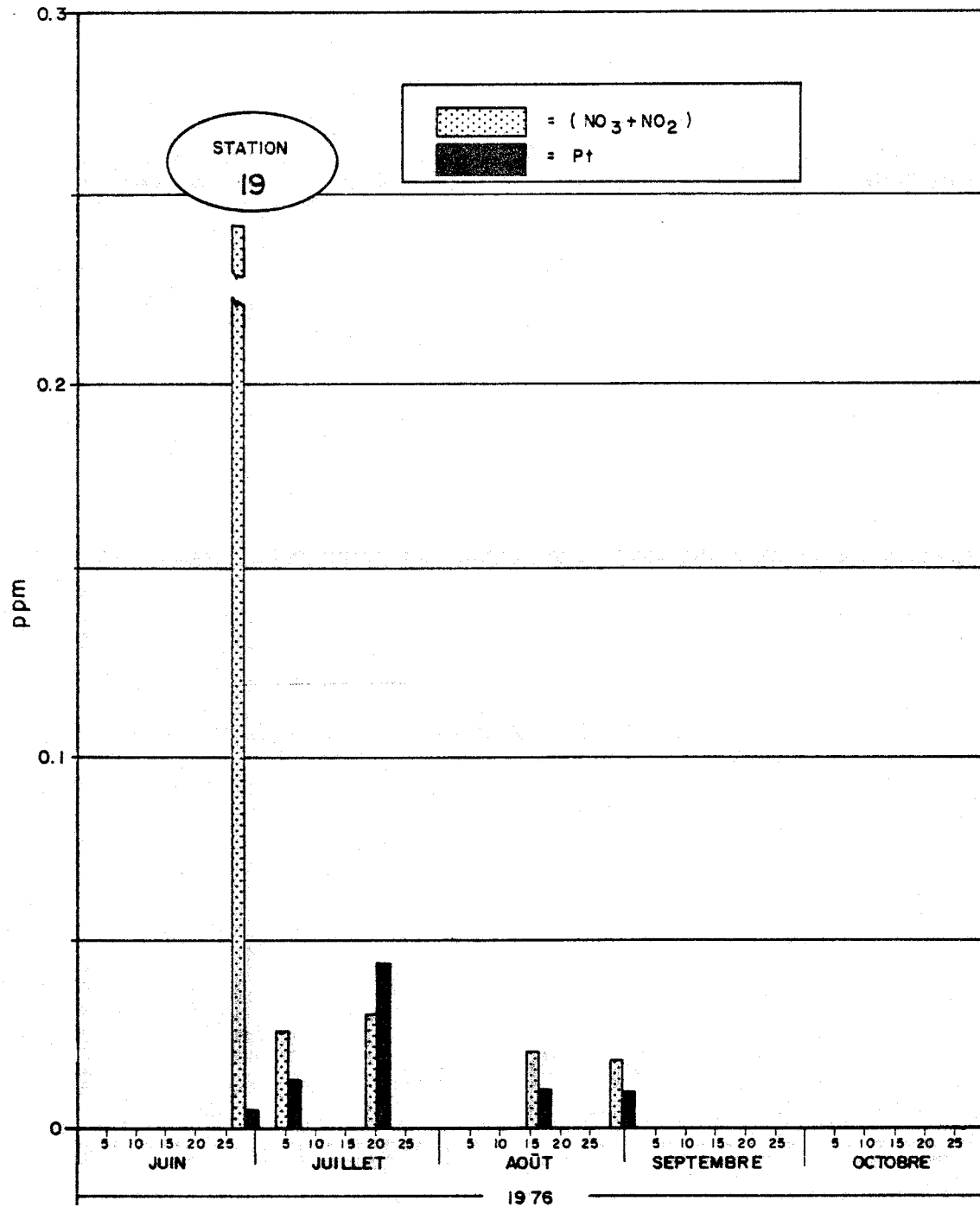


Figure 5.30 .Concentrations de nitrate + nitrite et de phosphore total dans la rivière Péribonca (station 19) pendant l'été de 1976.

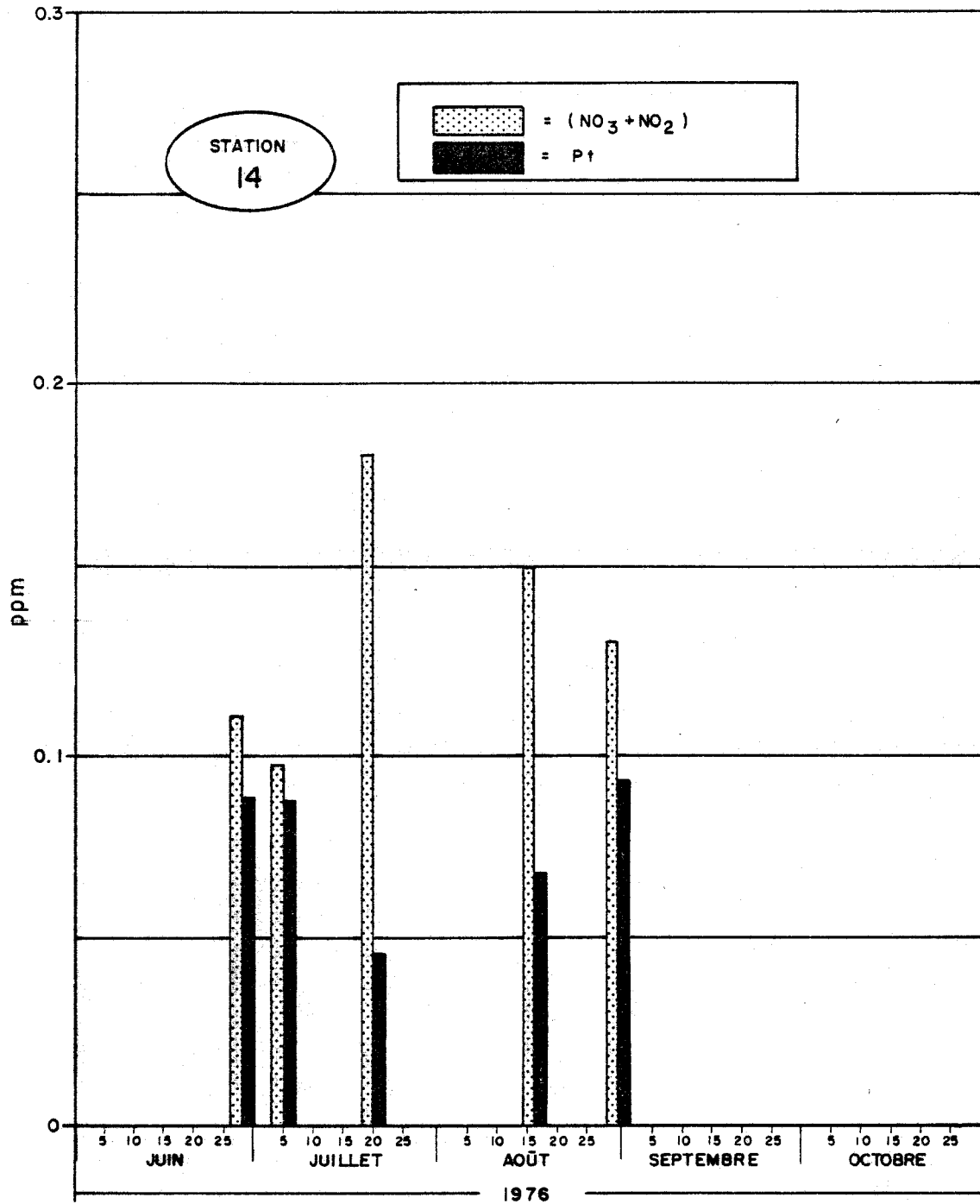


Figure 5.31 Concentrations de nitrate + nitrite et de phosphore total, dans la rivière Ticouapè (station 14) pendant l'été de 1976.

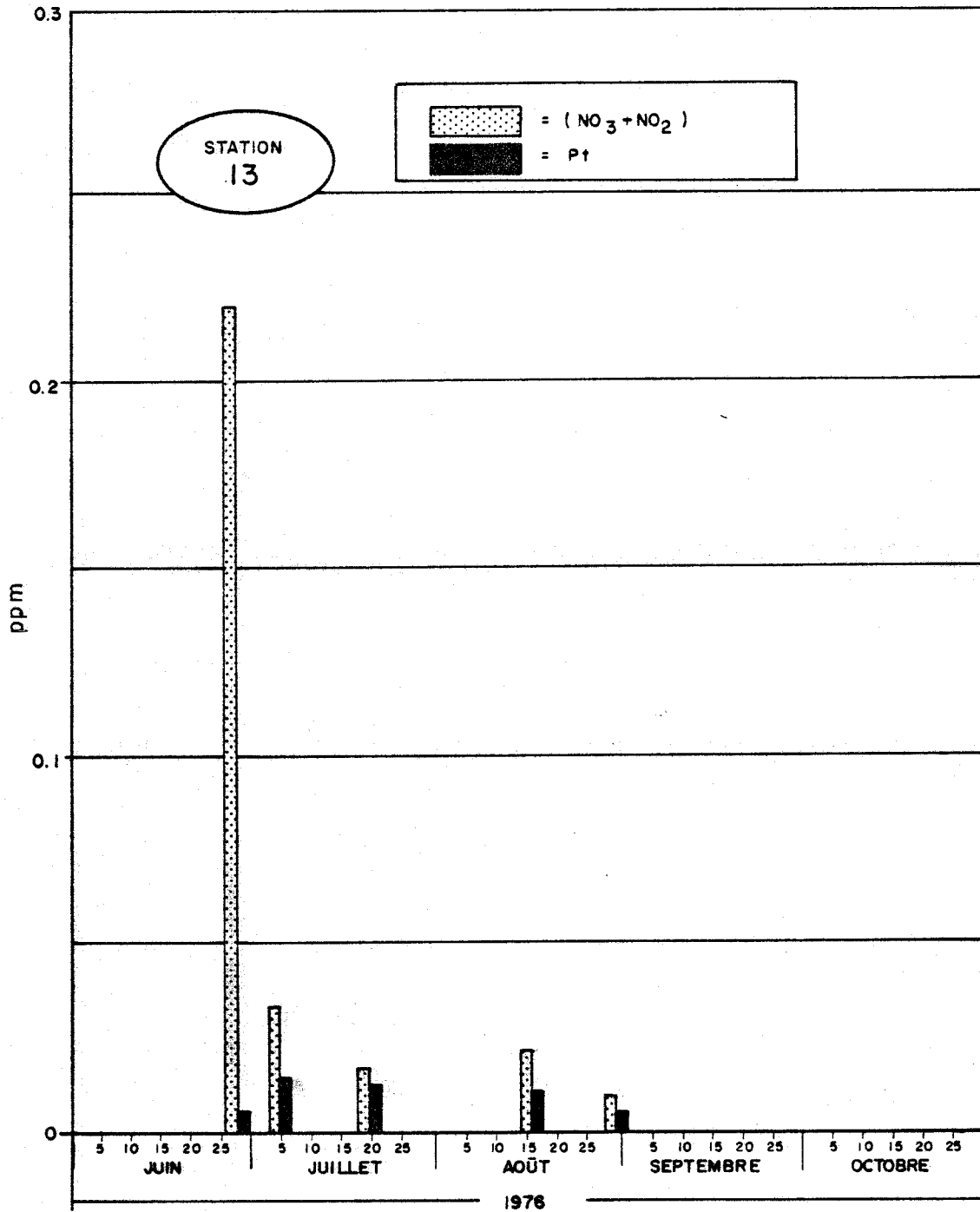


Figure 5.32 .Concentrations de nitrate + nitrite et de phosphore total dans la rivière Chamouchouane (station 13) pendant l'été de 1976.

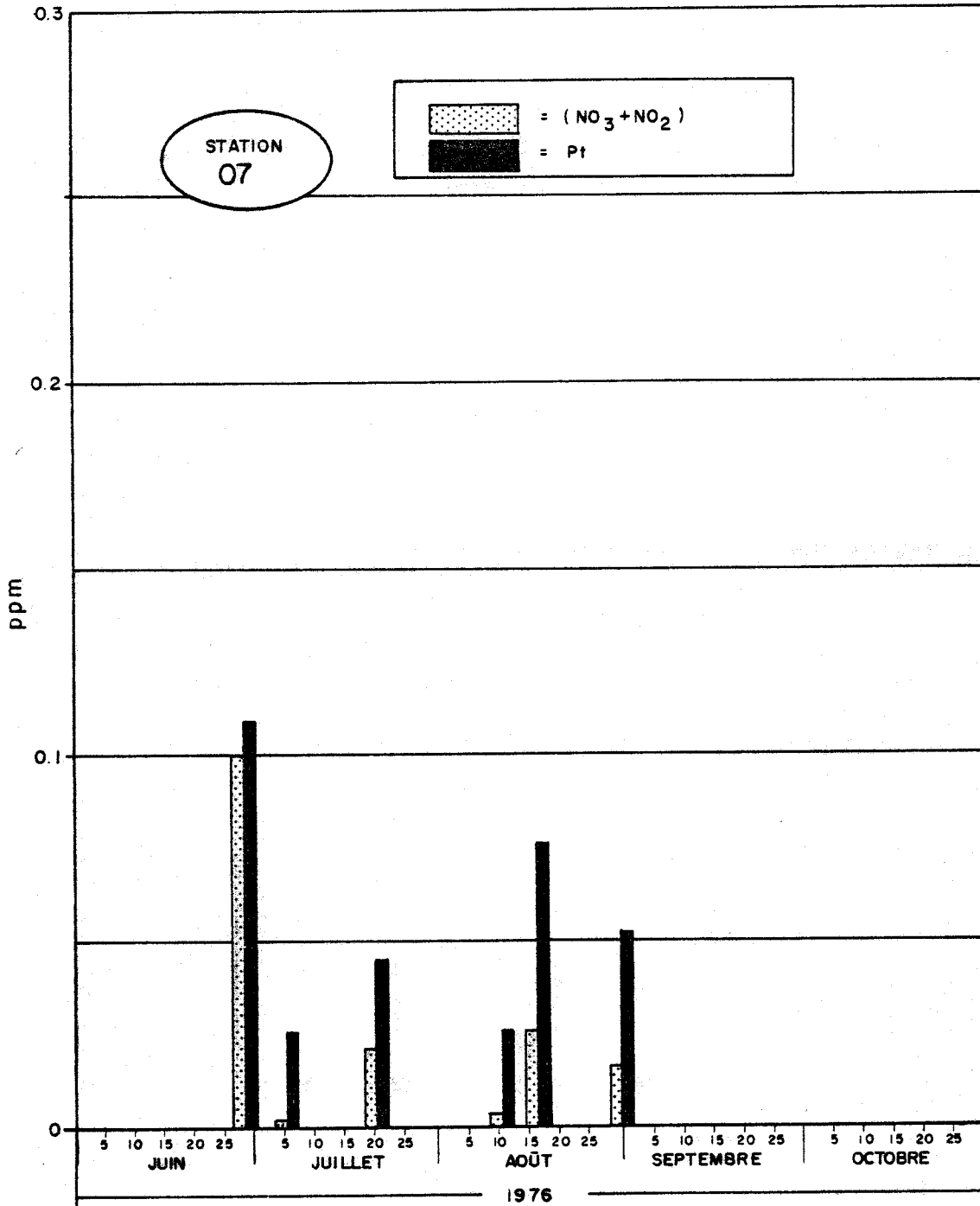


Figure 5.33 .Concentrations de nitrate + nitrite et de phosphore total dans la Belle Rivière (station 07) pendant l'été de 1976.

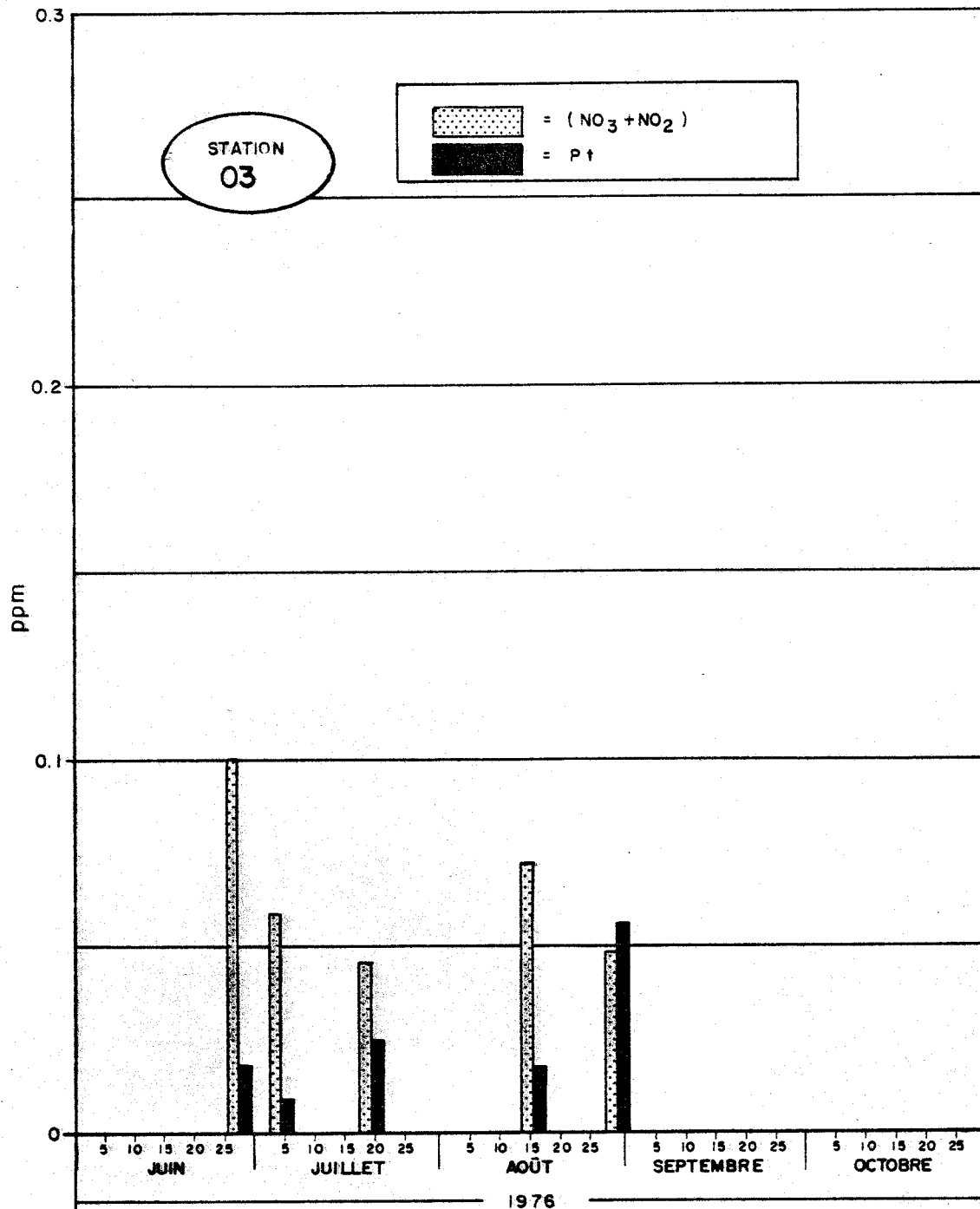


Figure 5.34 .Concentrations de nitrate + nitrite et de phosphore total à l'aval du confluent de la Grande et Petite Décharges (.station 03) pendant l'été de 1976 .

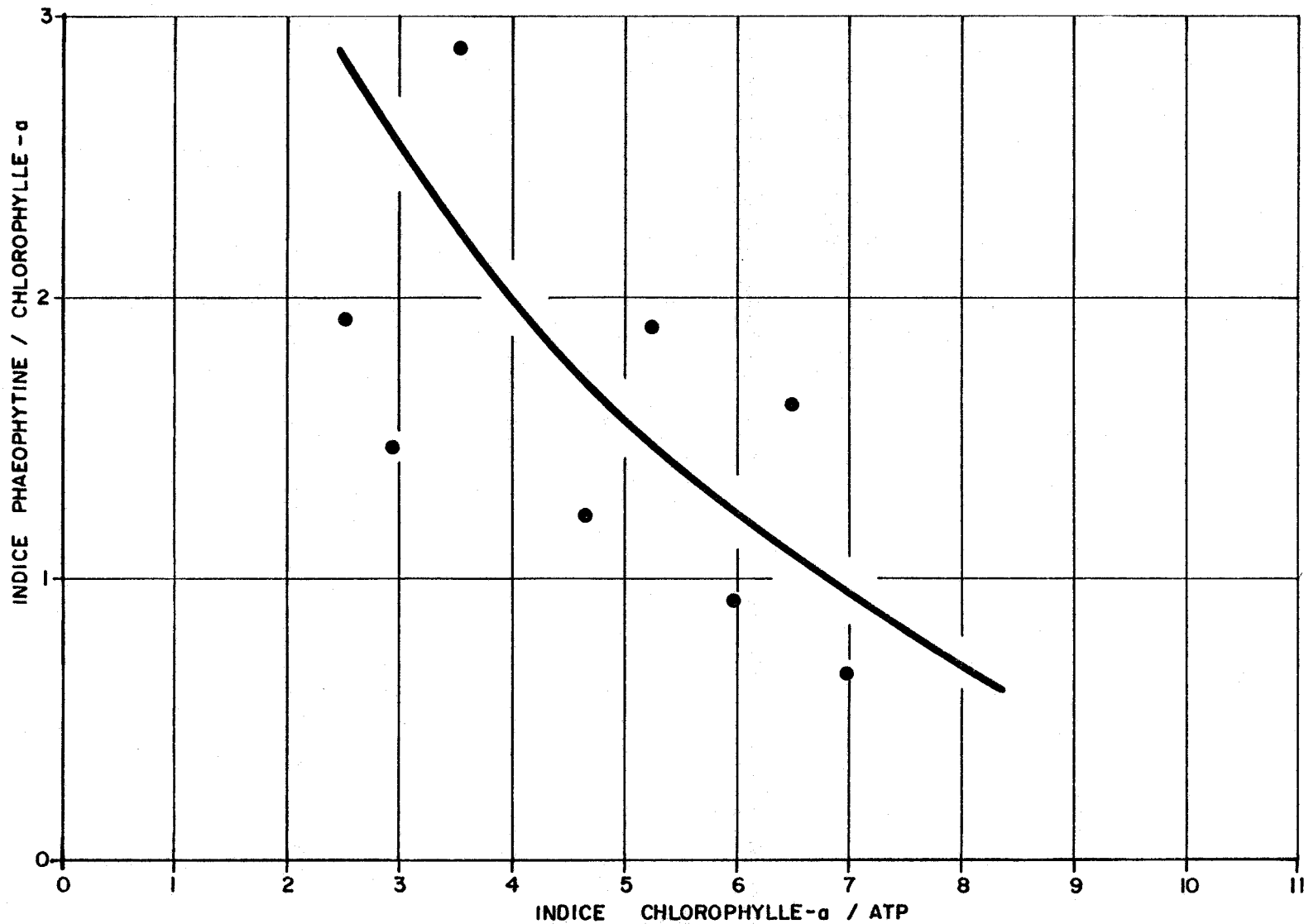


Figure 5.35. L'évolution de l'indice d'importance relative des organismes autotrophes (chlorophylle-a / ATP) avec l'indice du potentiel hétérotrophe du milieu (phaeophytine / chlorophylle -a) pour les eaux du lac Saint-Jean et quelques tributaires .

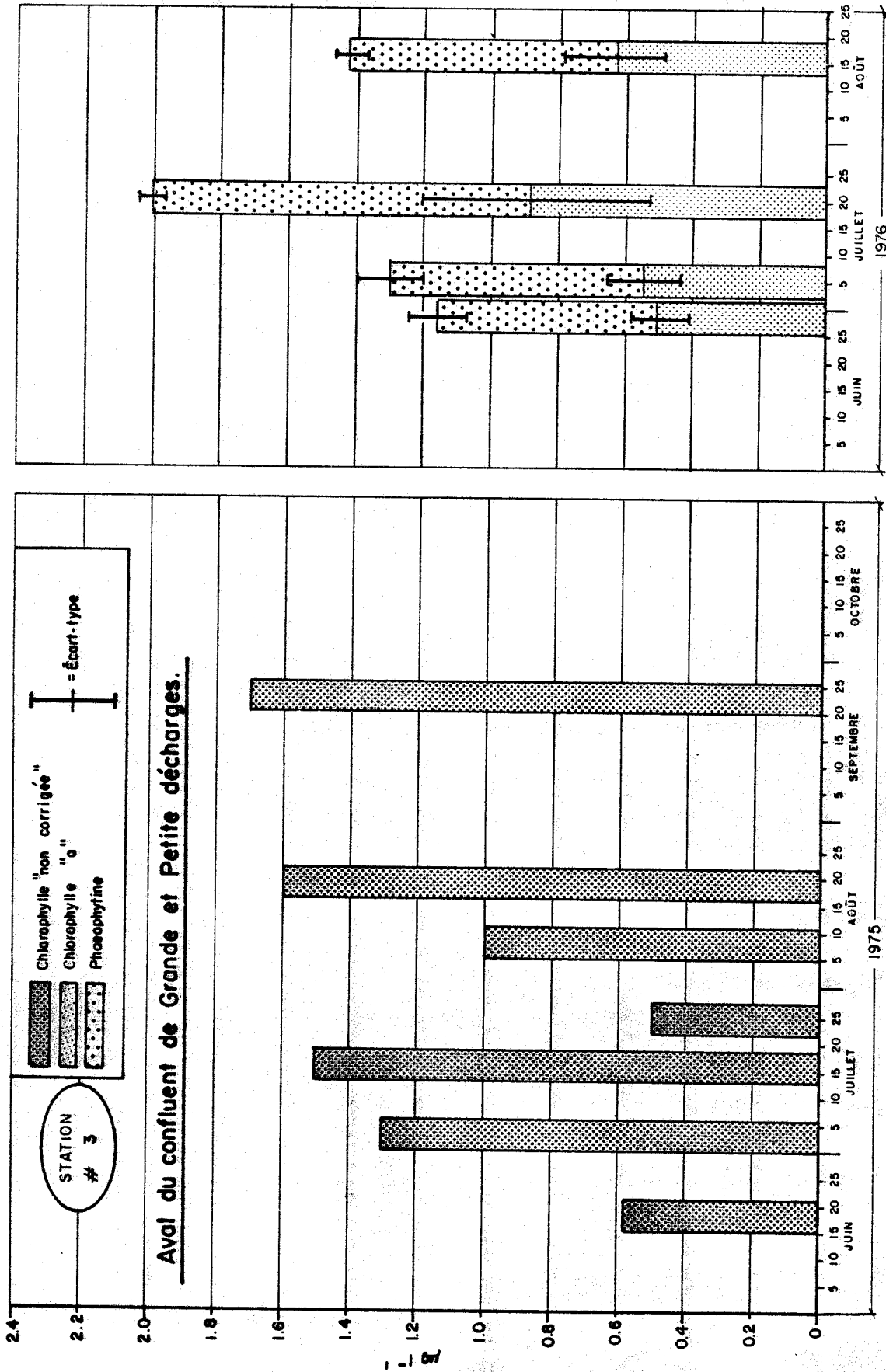


Figure 5.36 Concentrations de chlorophylle à la station 3 (1975-76).

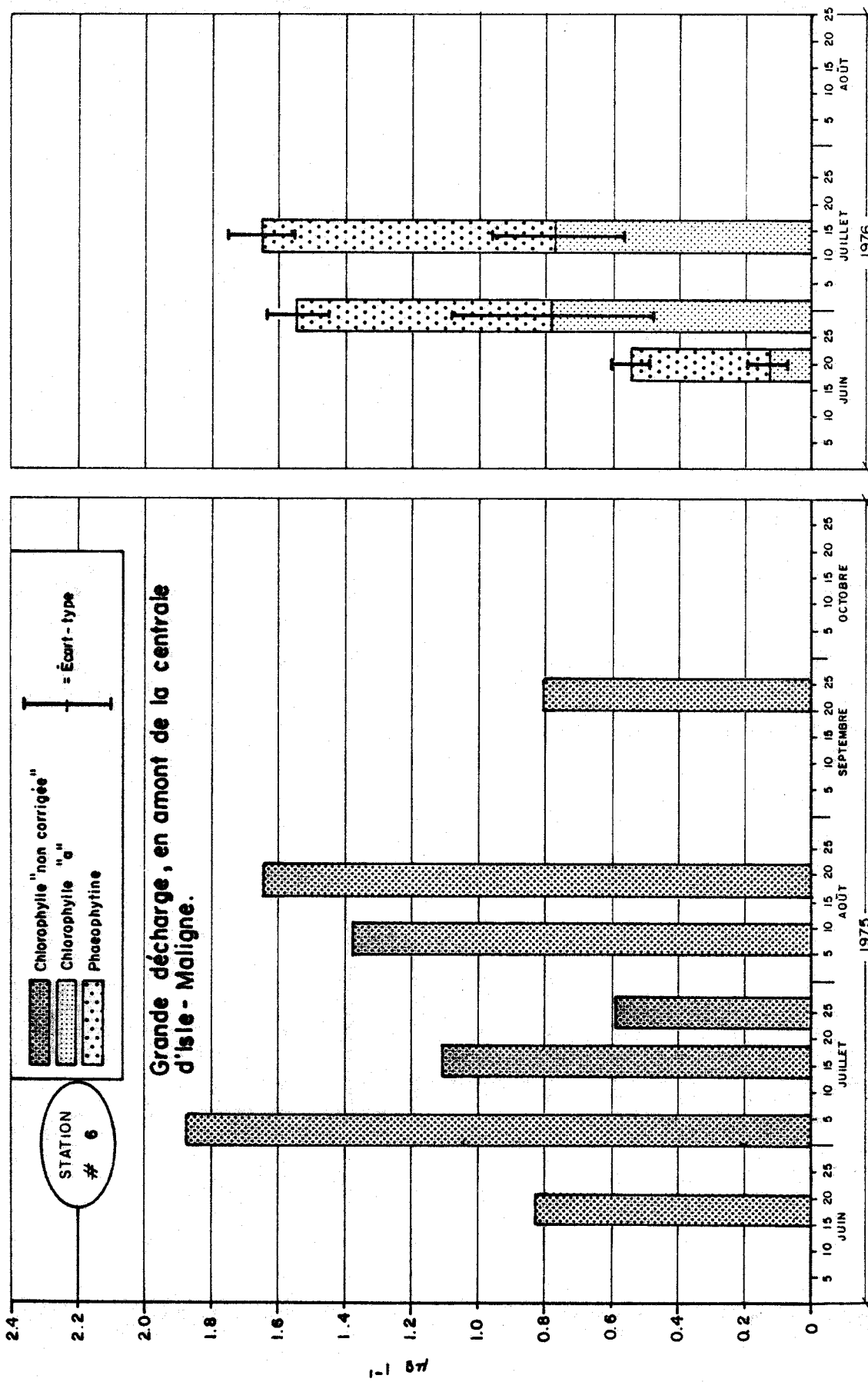


Figure 5.37 . Concentrations de chlorophylle à la station 6 (1975-76) .

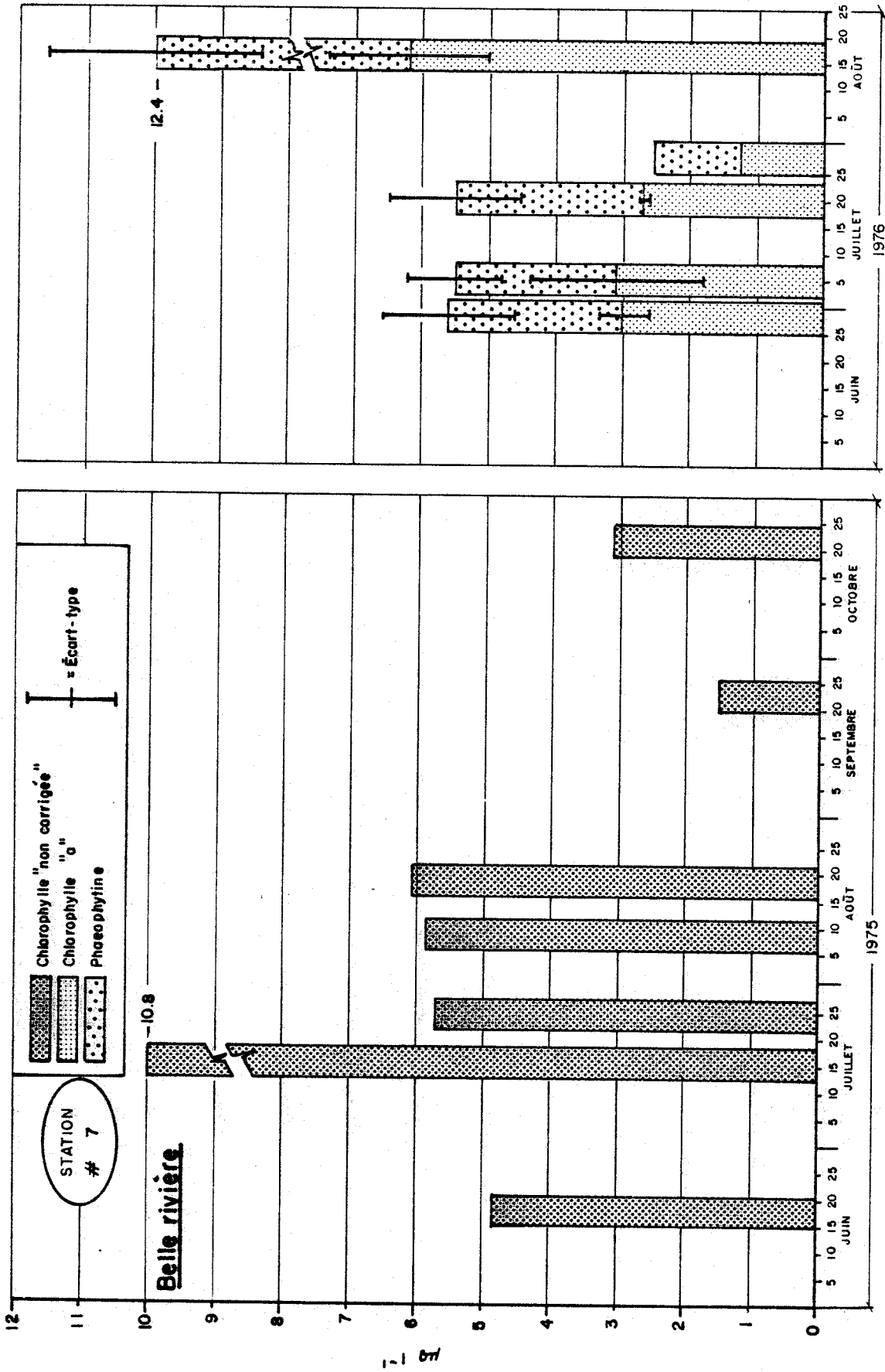


Figure 5.38 Concentrations de chlorophylle à la station 7 (1975-76).

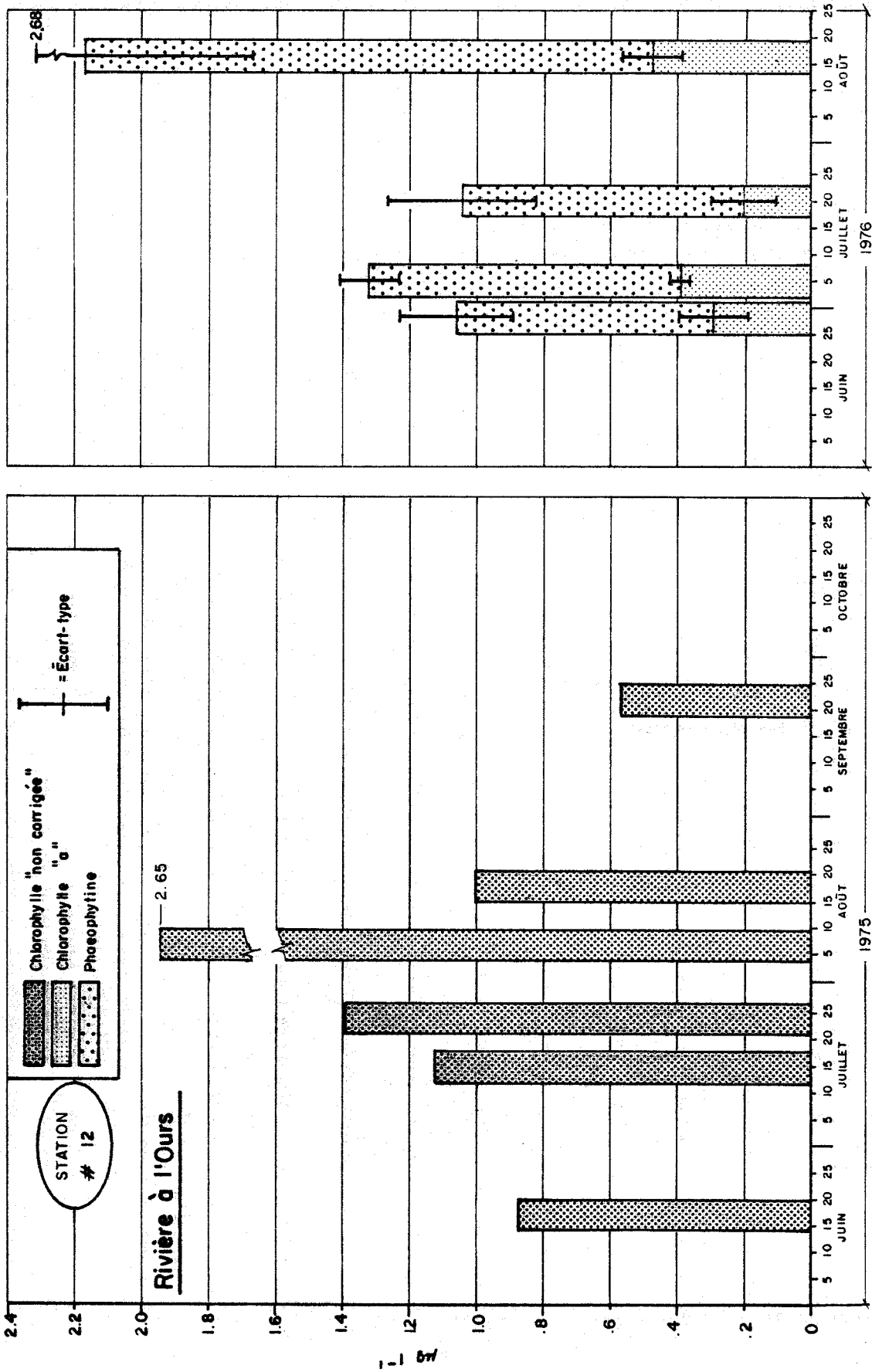


Figure 5.39 Concentrations de chlorophylle à la station 12 (1975-76) .

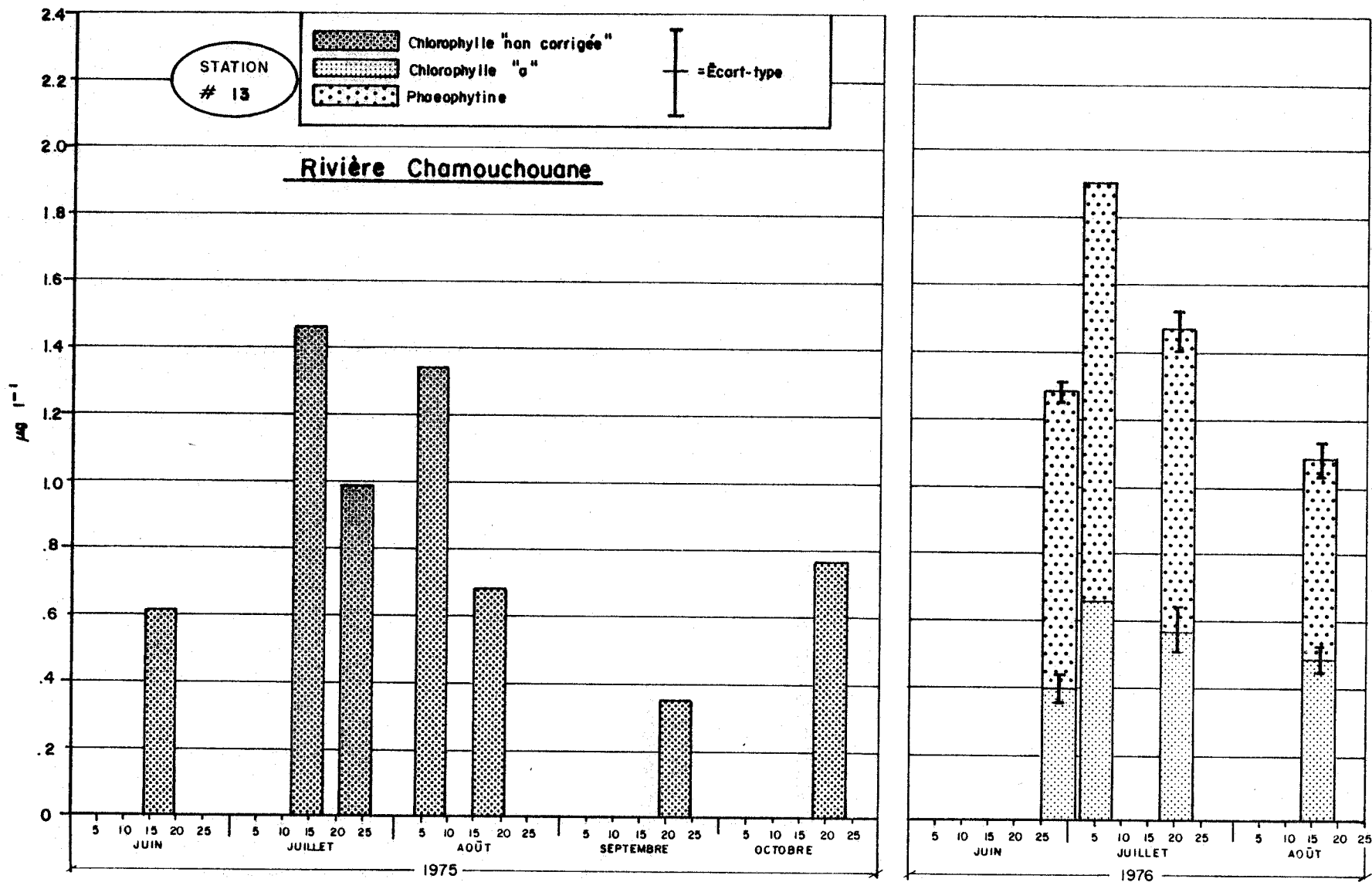


Figure 5.40 .Concentrations de chlorophylle à la station 13 (1975-76).

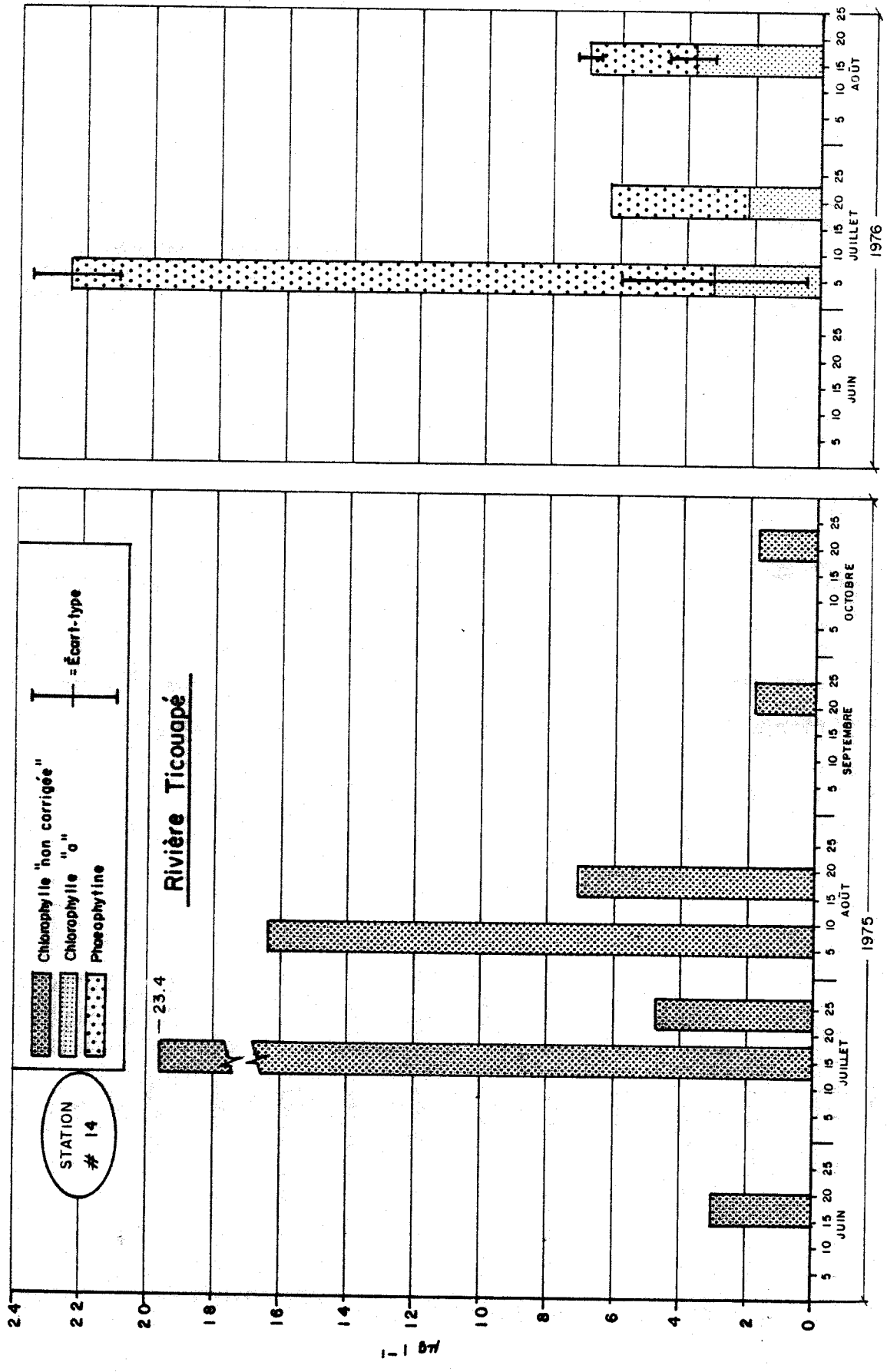


Figure 5.41 Concentrations de chlorophylle à la station 14 (1975-76).

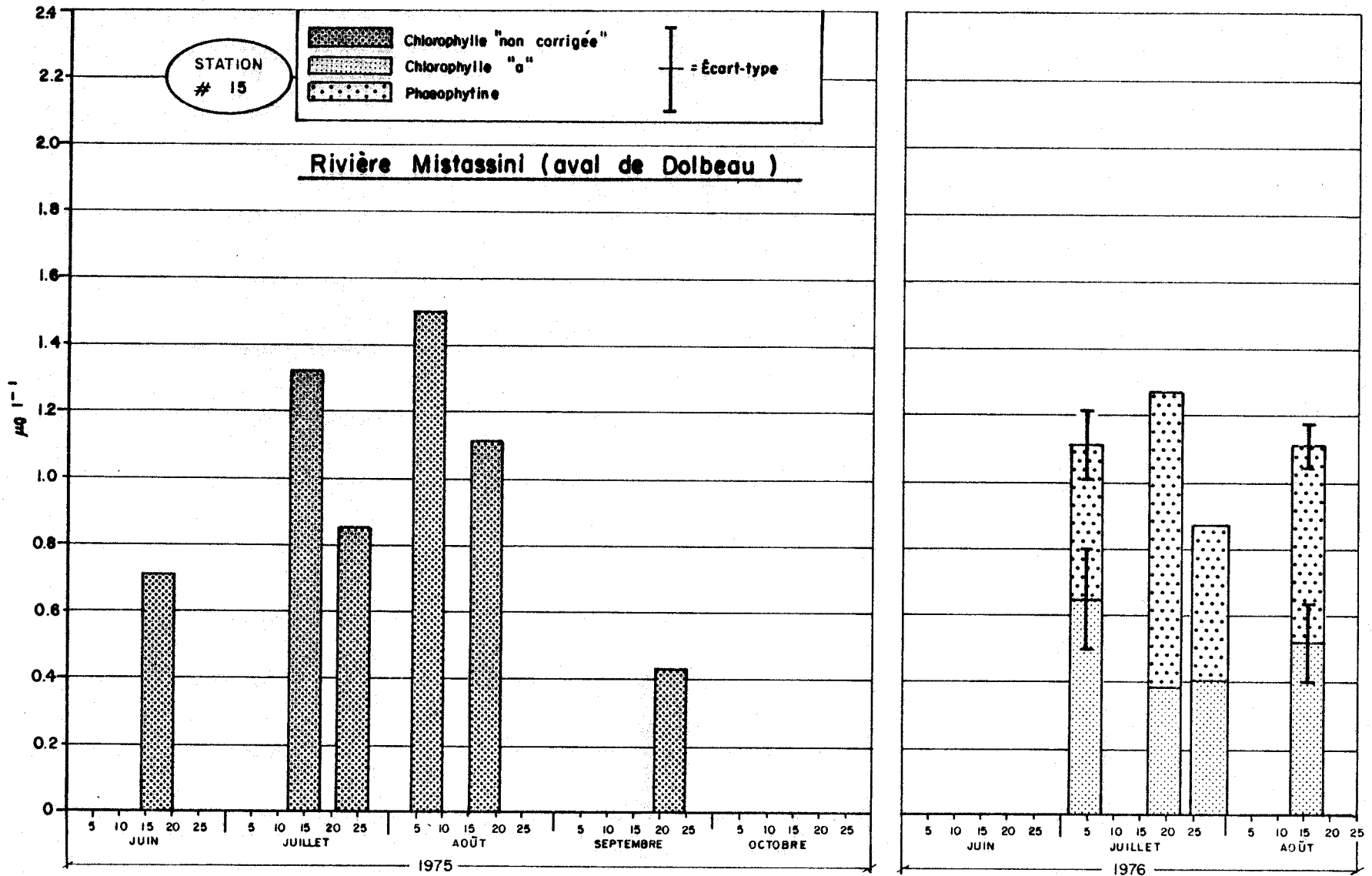


Figure 5.42 Concentrations de chlorophylle à la station 15 (1975-76).

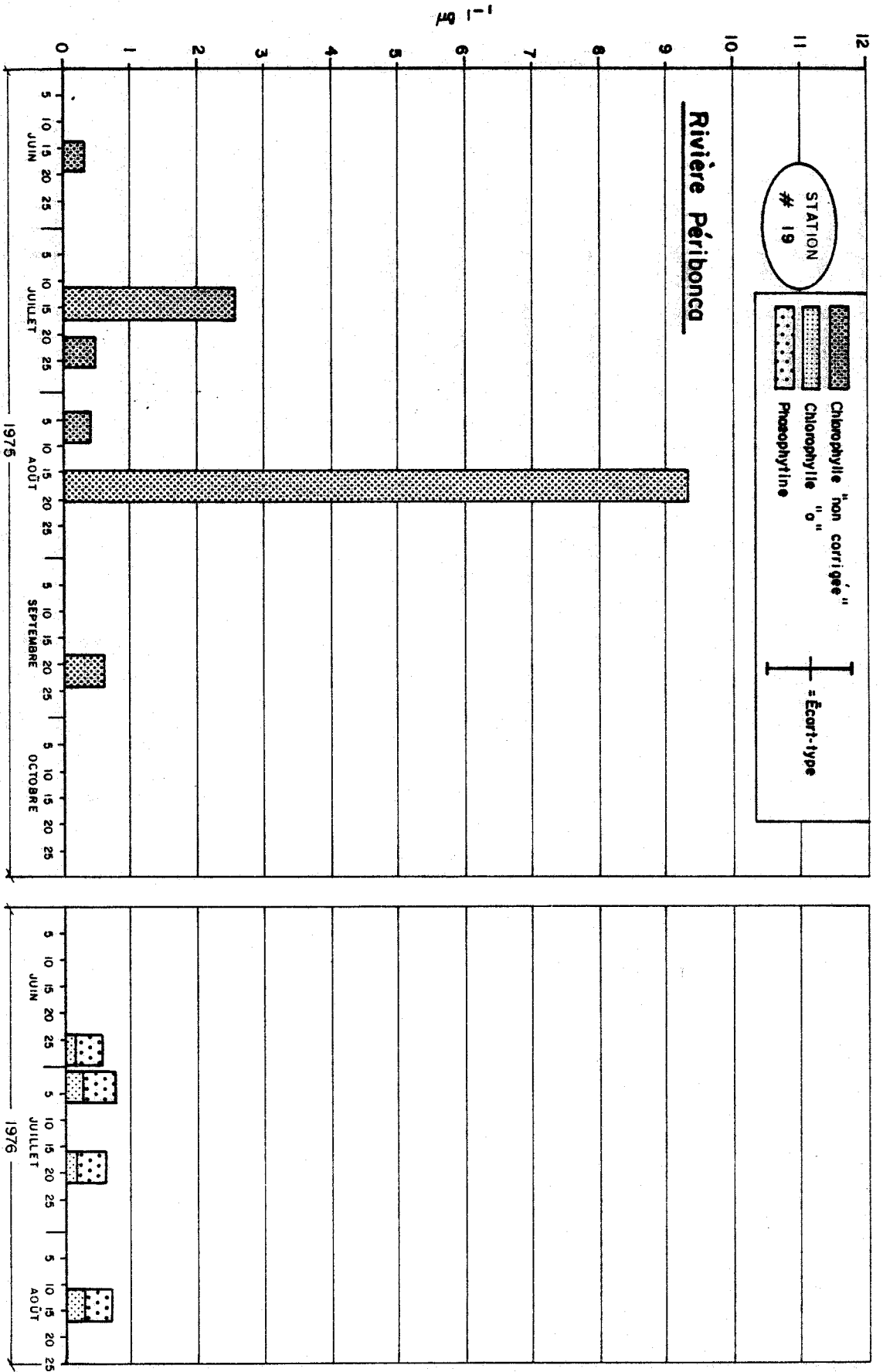


Figure 5.43 Concentrations de chlorophylle à la station 19 (1975-76).

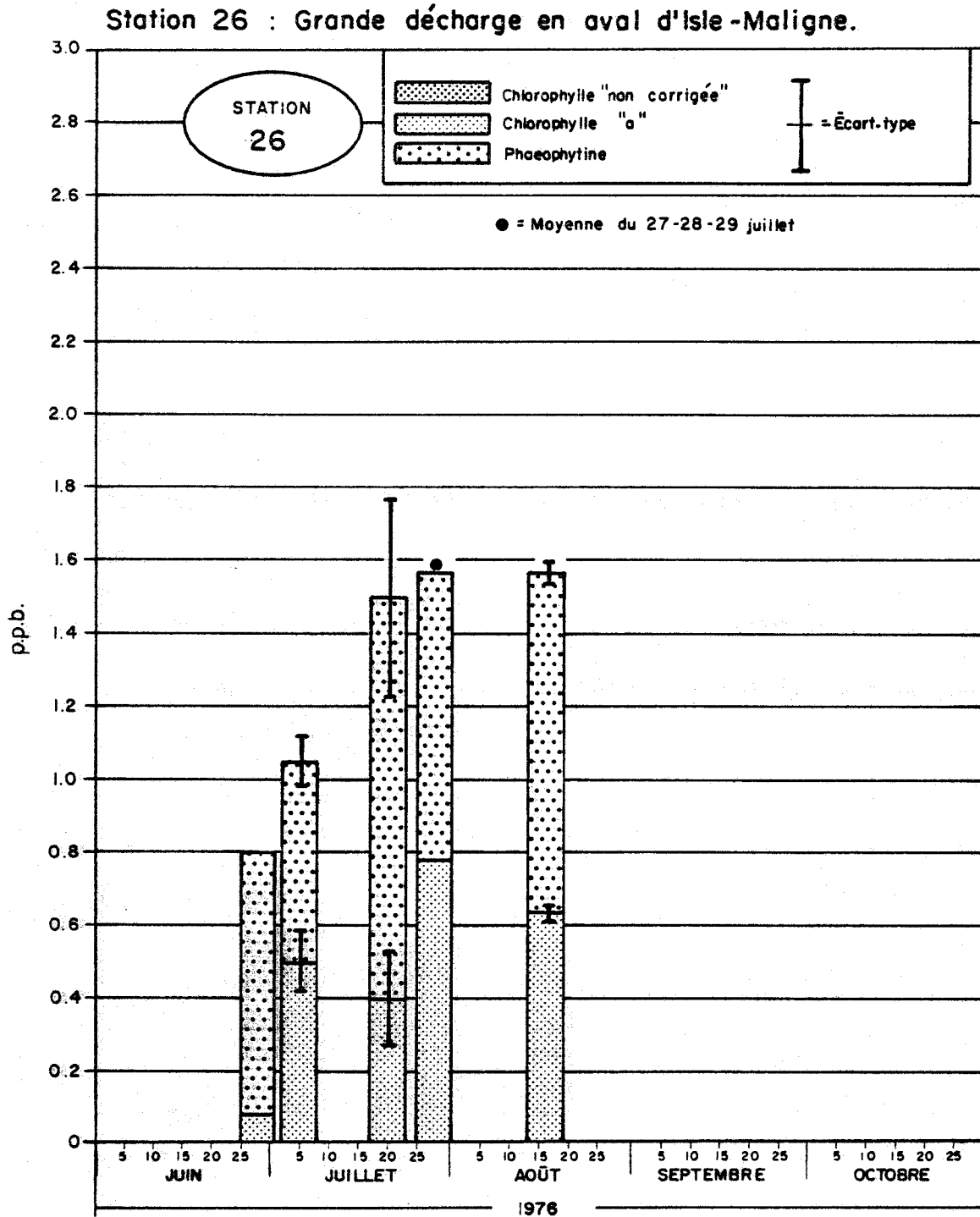


Figure 5.44 . Concentrations de chlorophylle à la station 26 , été 1976 .

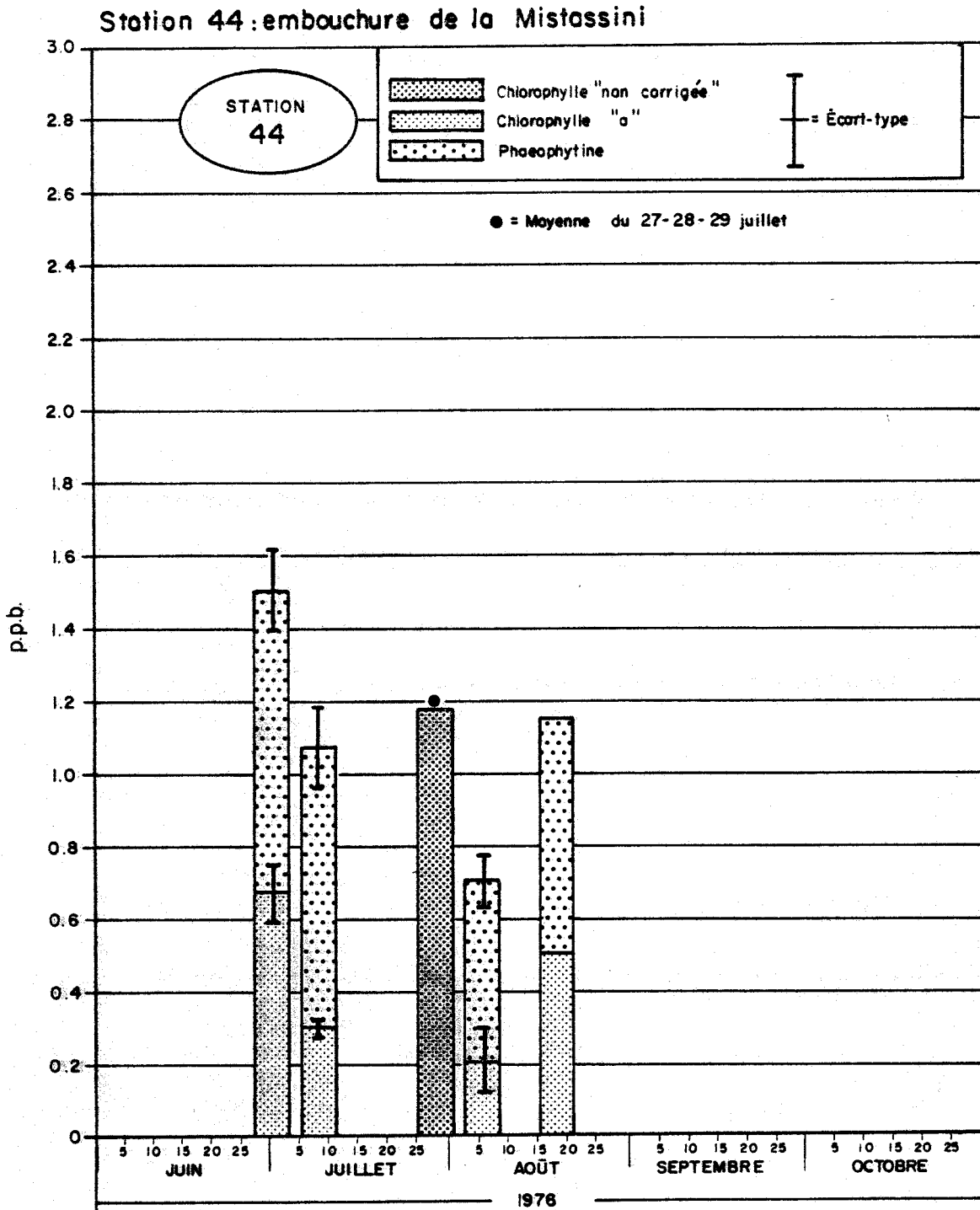


Figure 5.45 . Concentrations de chlorophylle à la station 44 , été 1976 .

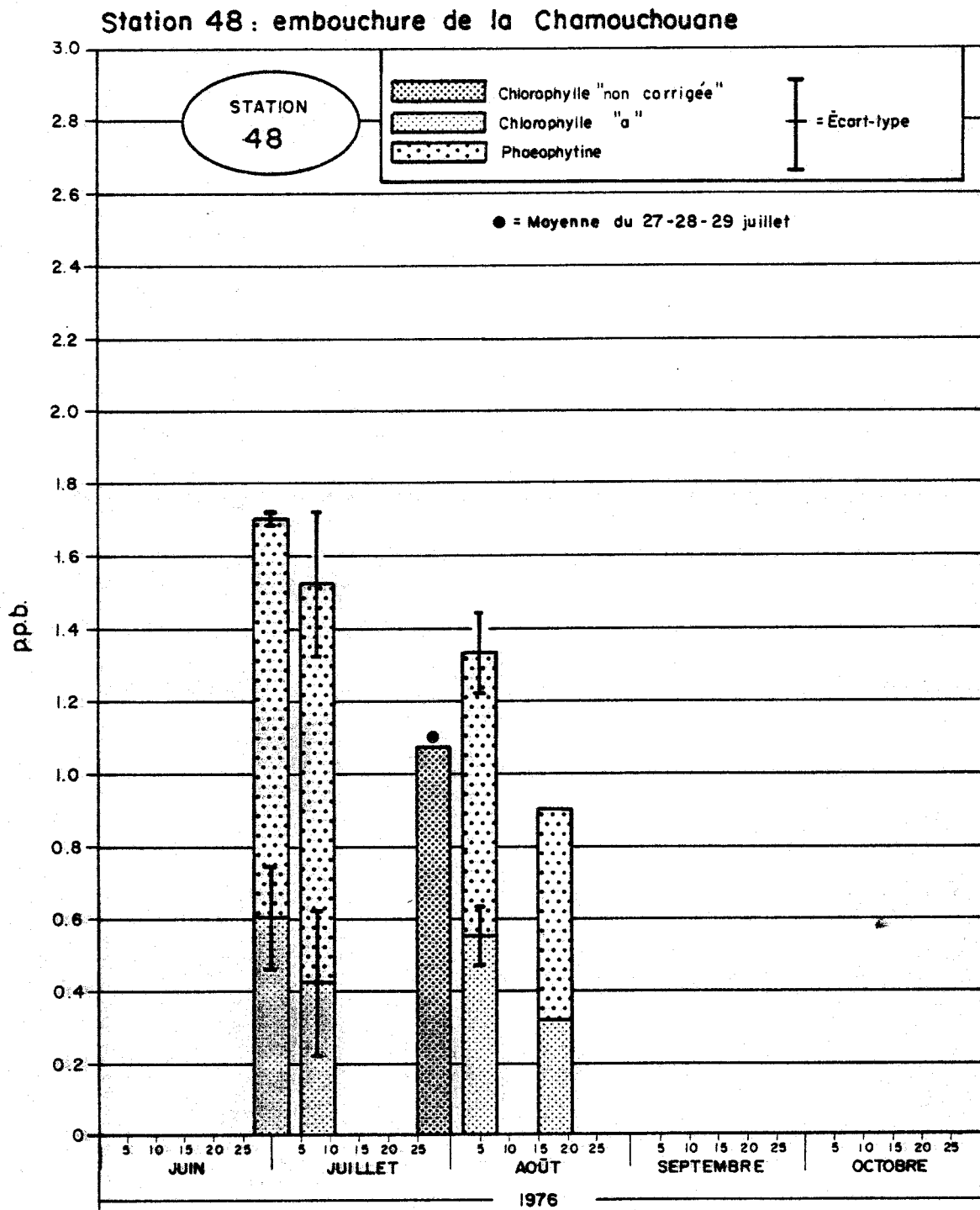


Figure 5.46 . Concentrations de chlorophylle à la station 48 , été 1976 .

LAC SAINT-JEAN

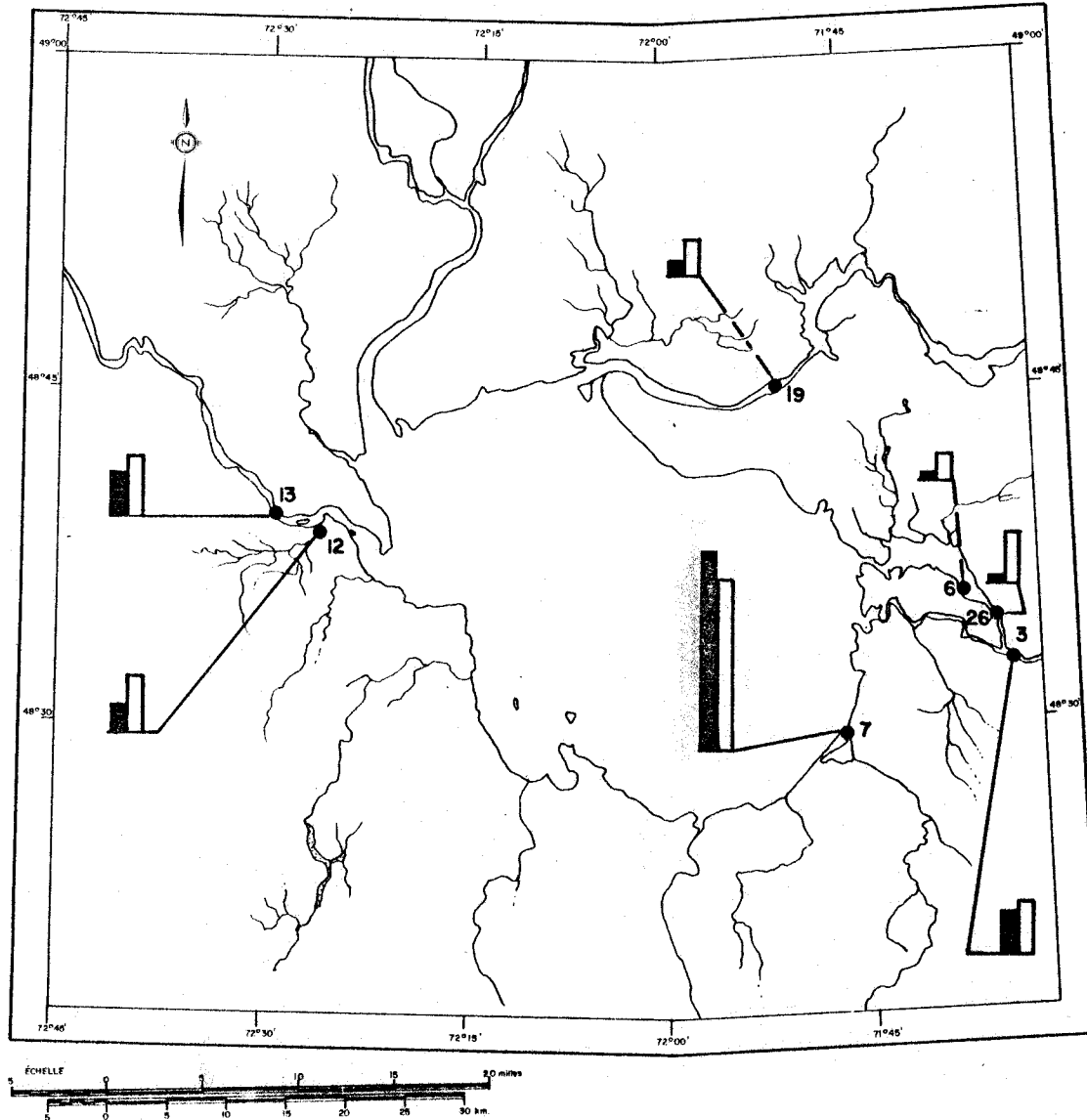
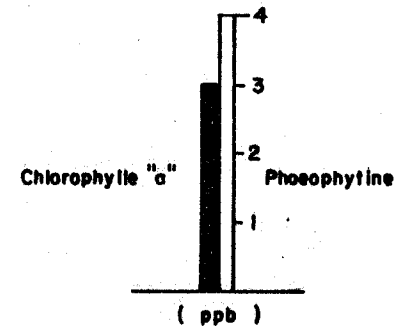


Figure 5.47

le 28 juin 1976

Concentrations de chlorophylle "a"
et de phaeophytine dans les
tributaires et les décharges du
lac Saint-Jean.

ÉCHELLE DES VALEURS



LAC SAINT-JEAN

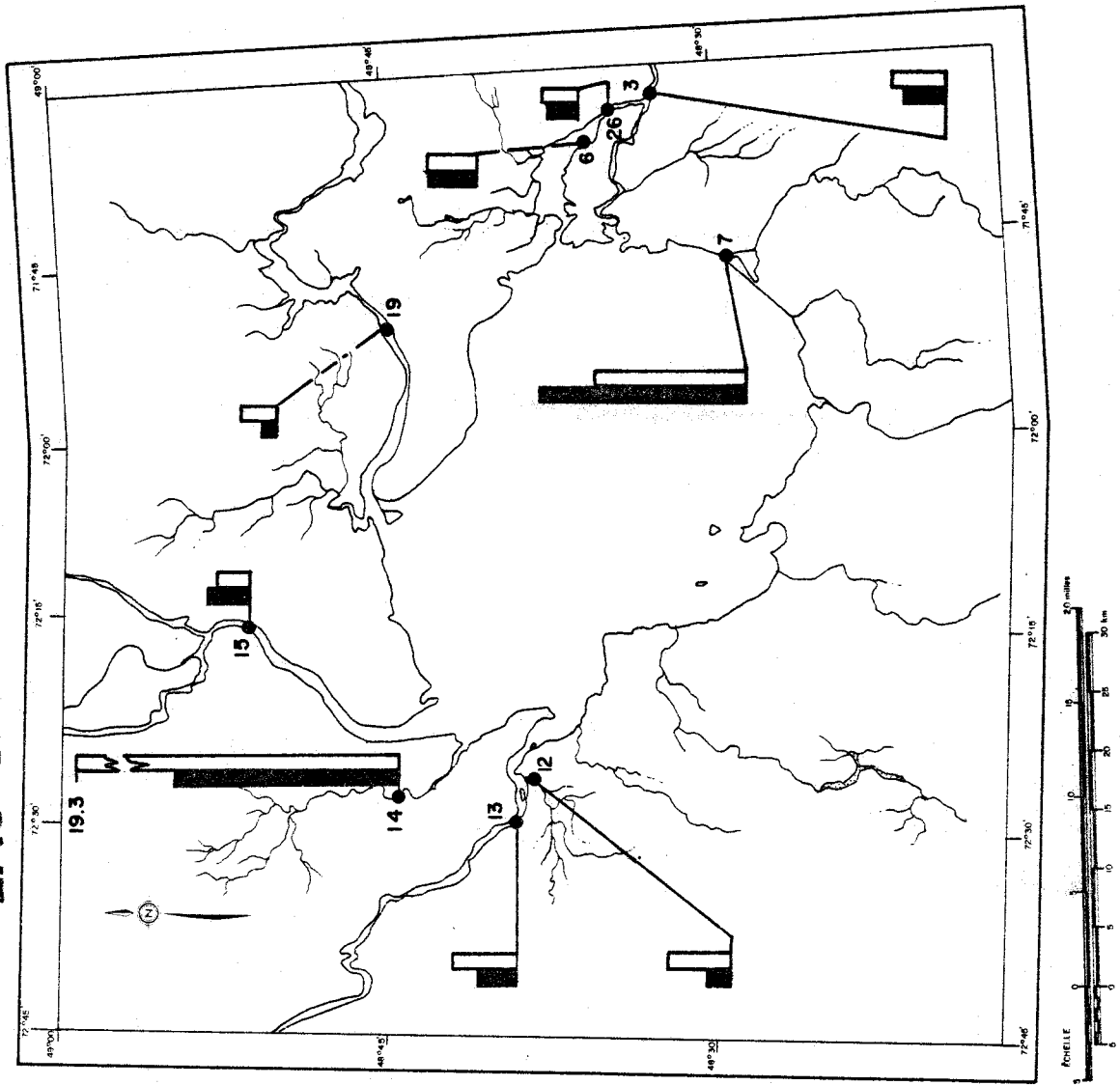
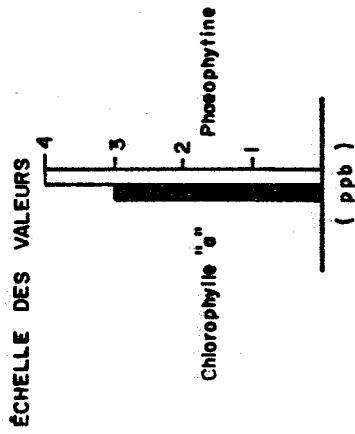


Figure 5.48
le 5 juillet 1976
Concentrations de chlorophylle "a"
et de phaeophytine dans les
tributaires et les décharges du
lac Saint-Jean.



LAC SAINT-JEAN

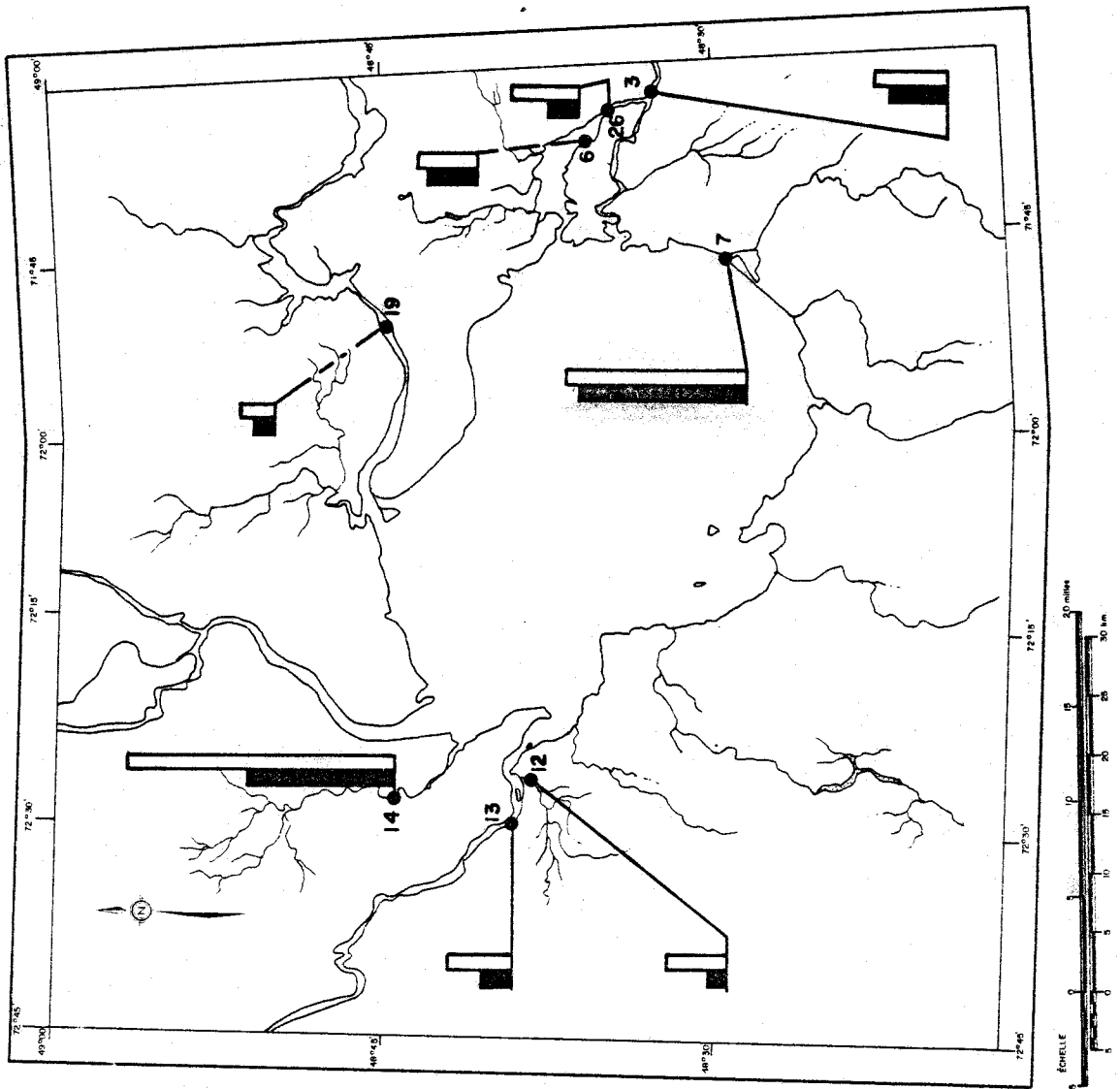


Figure 5.49
le 20 juillet 1976
Concentrations de chlorophylle "a"
et de phosphatine dans les
tributaires et les décharges du
lac Saint-Jean.

LAC SAINT-JEAN

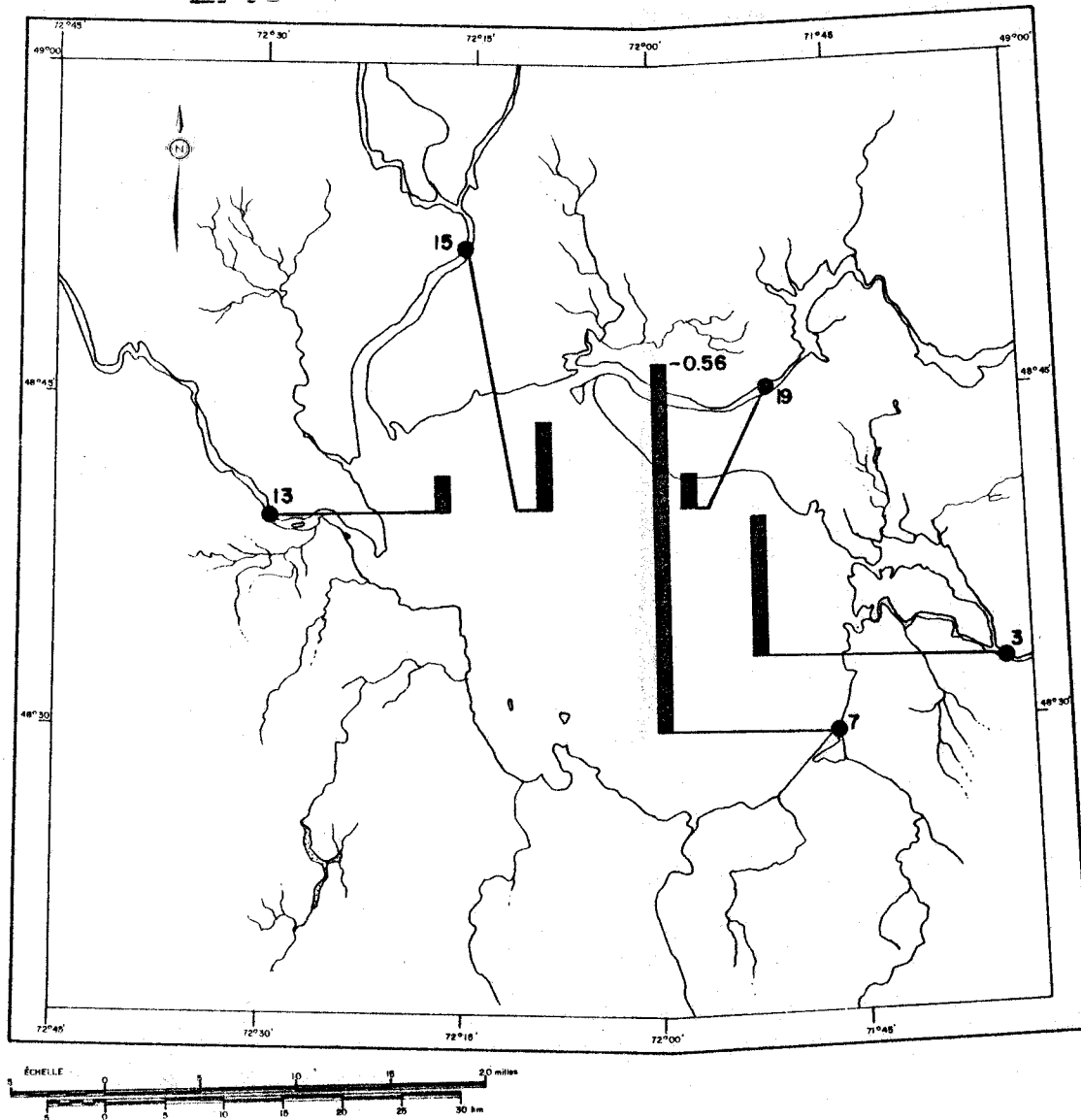
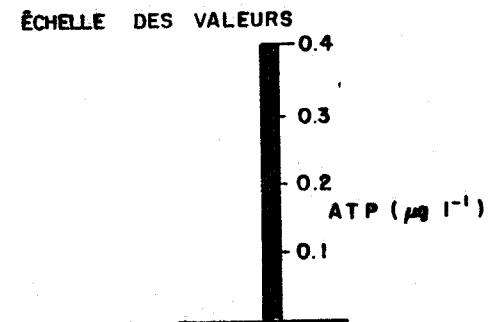


Figure 5.50
le 16 août 1976
Concentrations d'ATP (1) dans
les tributaires et les décharges
du lac Saint-Jean.



(1) RETENUES PAR DES FILTRES DE 0.45μ

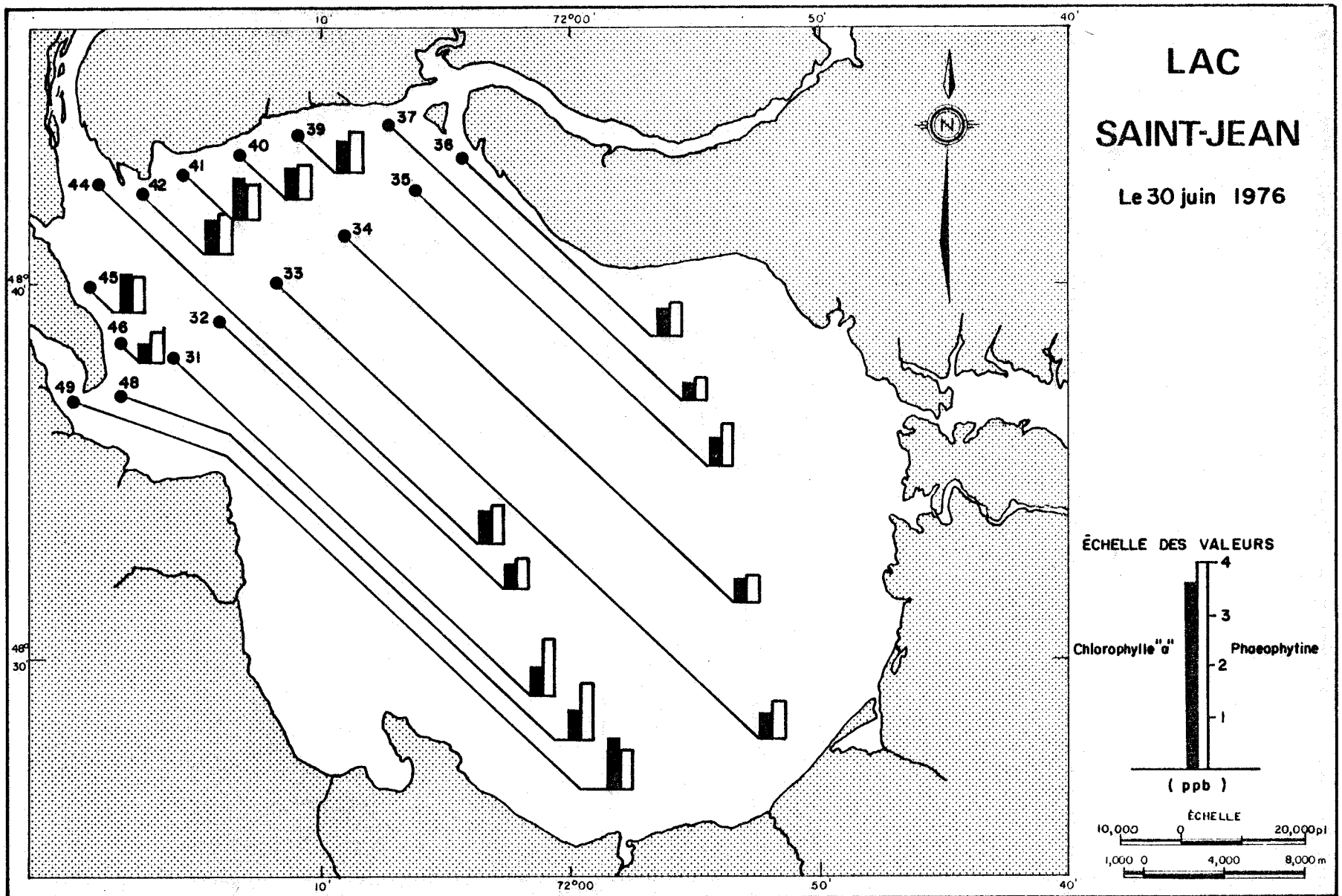


Figure 5.51 Concentrations de chlorophylle "a" et de phaeophytine dans la partie nord-ouest du lac Saint-Jean le 30 juin 1976 .

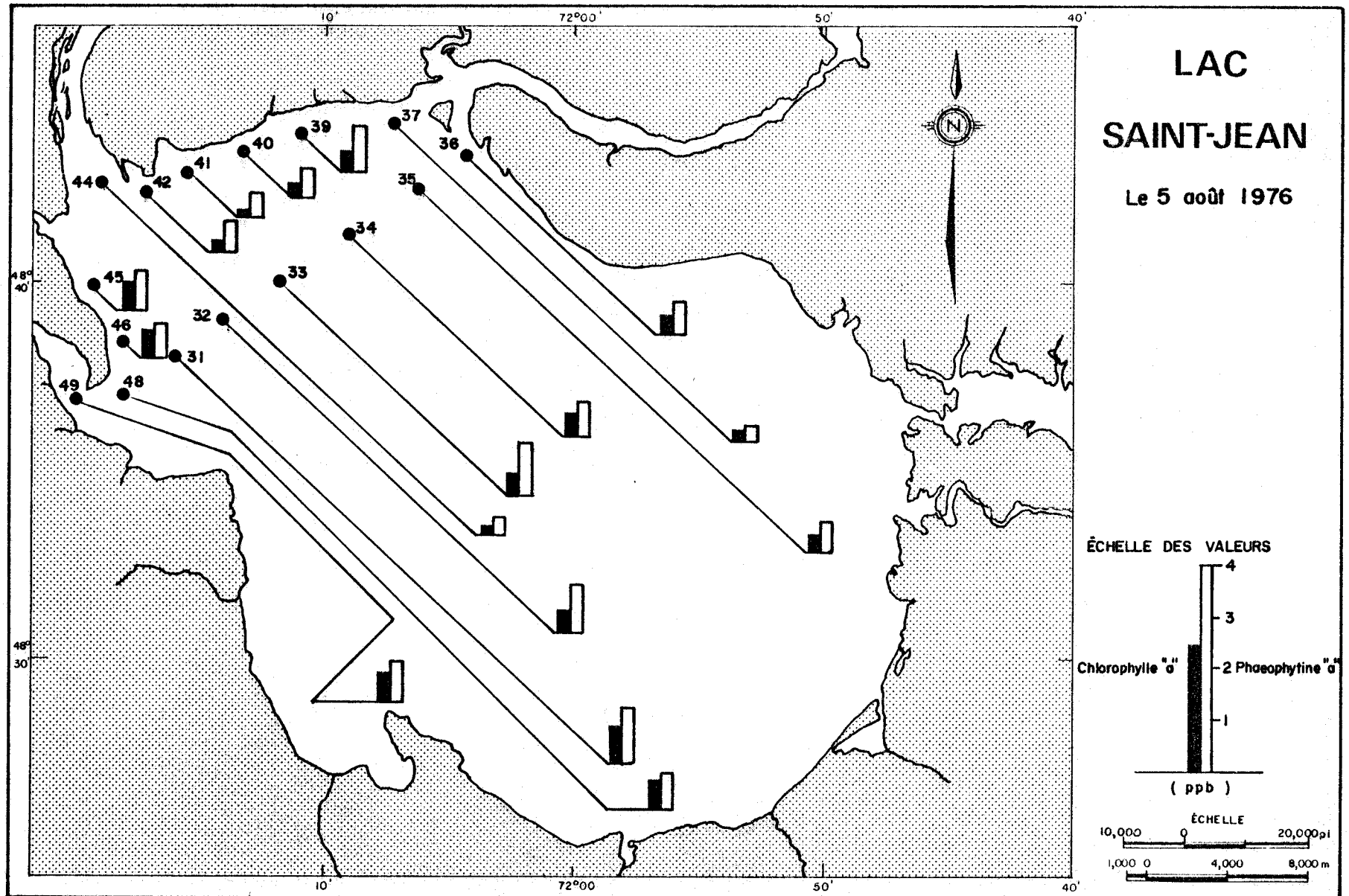
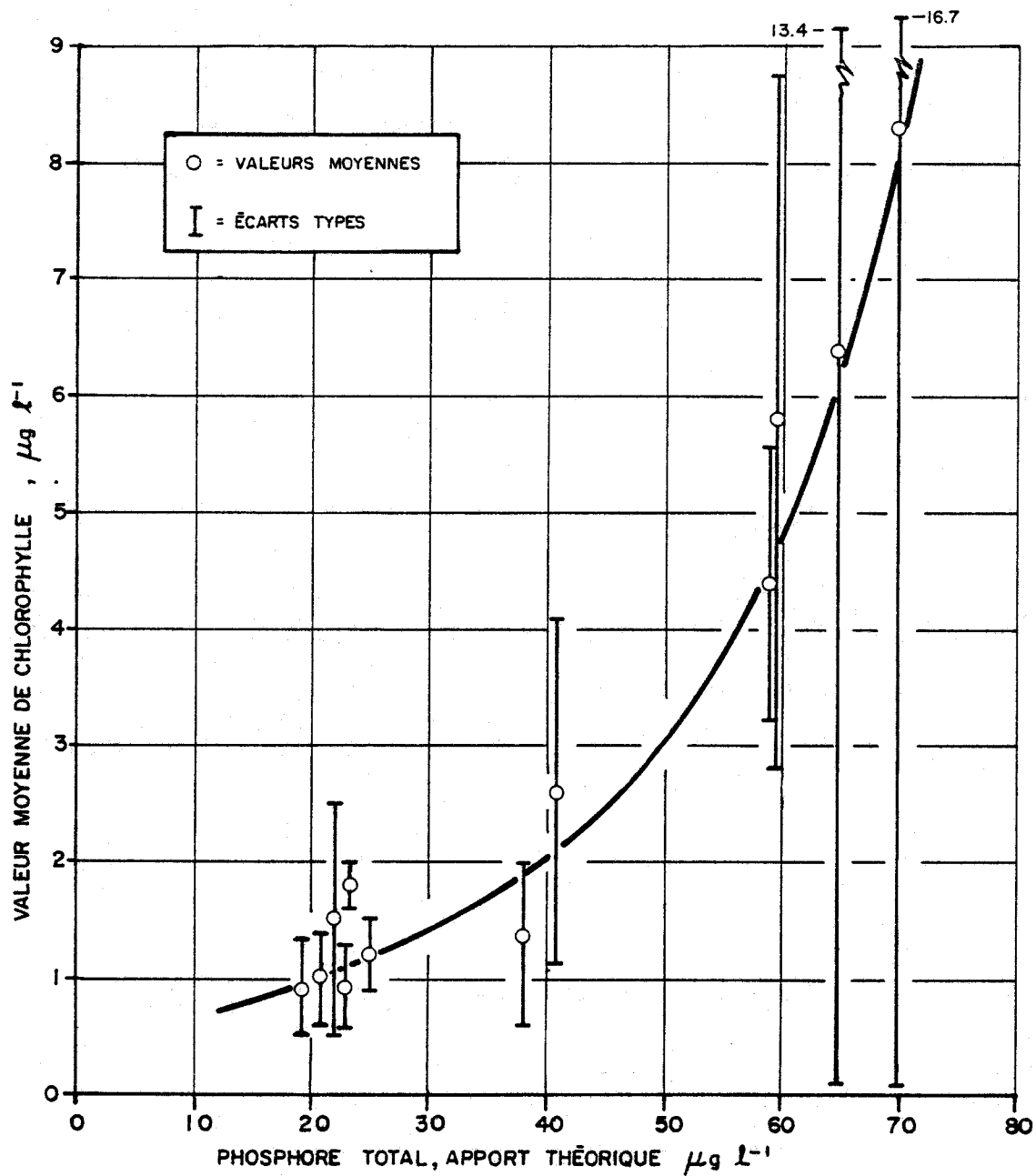
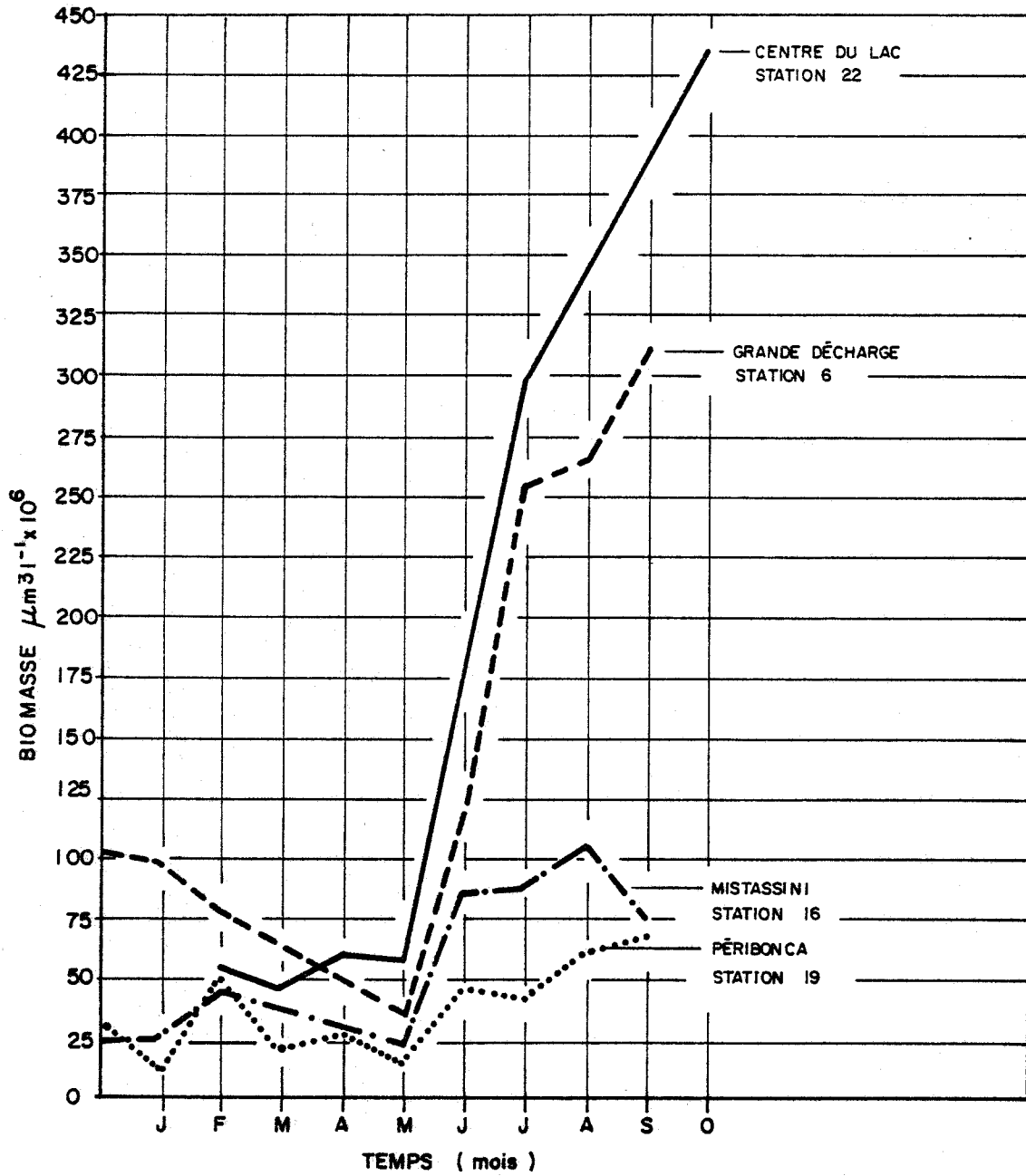


Figure 5.52 .Concentrations de chlorophylle "a" et de phaeophytine dans la partie nord-ouest du lac Saint-Jean le 5 août 1976 .



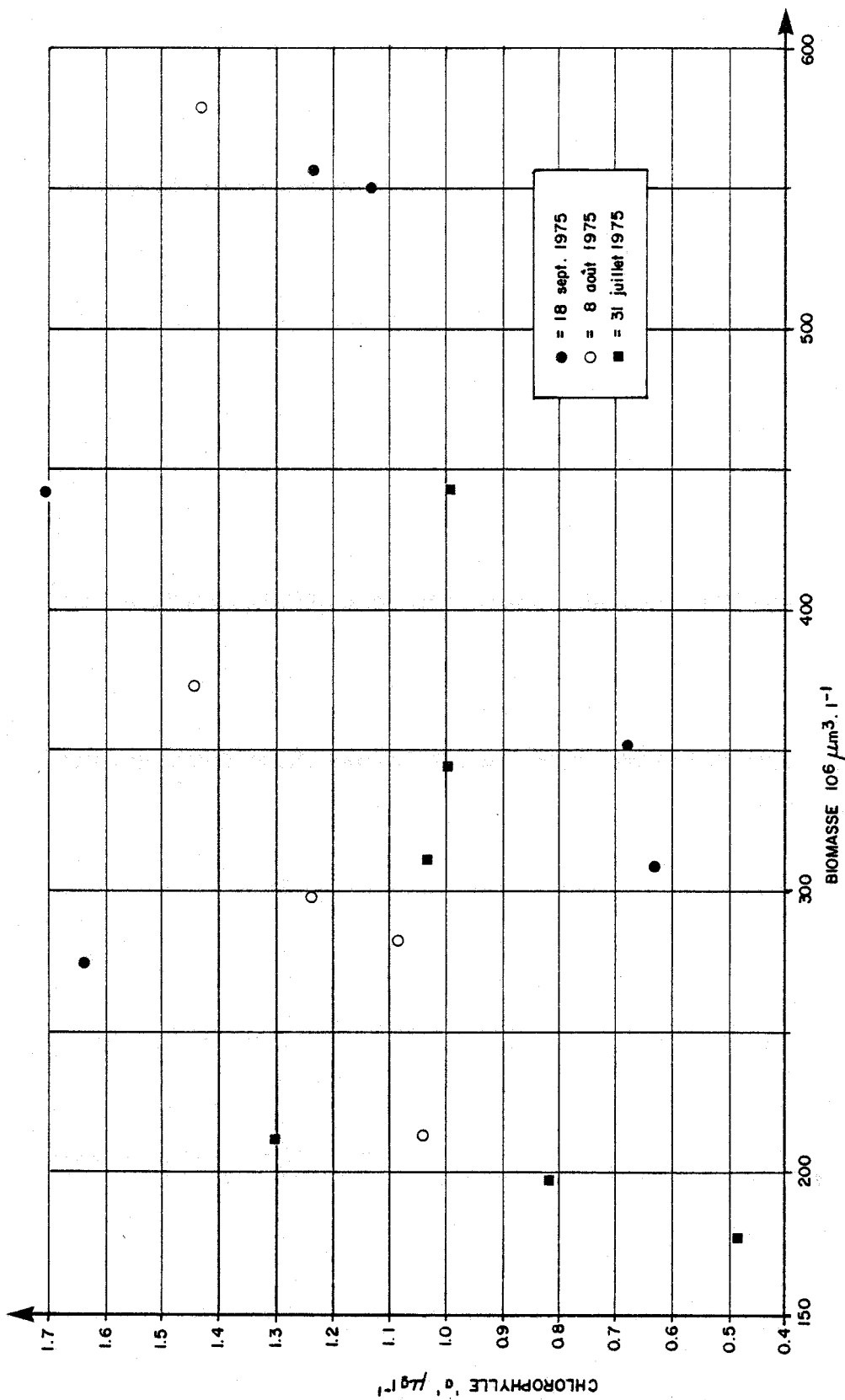
1) SAUF POUR LA RIVIÈRE PÉRIBONCA (voir texte).

Figure 5.53. Valeurs moyennes mesurées de chlorophylle total, $\mu\text{g l}^{-1}$, et valeurs moyennes théoriques des apports en phosphore, $\mu\text{g l}^{-1}$; pour les tributaires ¹⁾ du lac Saint-Jean, 1974-75.



(1) CONTANT.H. 1977. VALEURS MOYENNES SUR UNE COLONNE D'EAU DE 8 m.

Figure 5.54 .Évolution temporelle de biomasse ($\mu\text{m}^3/\text{l}$) dans les eaux du lac Saint-Jean, la décharge du lac et les rivières Péribonca et Mistassini, 1975 (1).



(1) = INRS-Eau non-corrige pour phaeophytine

(2) = Contant, 1977. Biomasse des algues retenues sur une maille de $64 \mu\text{m}$ et comptés à l'aide d'un microscope inversé (objectif 20x et 40x).

Figure 5.55 . Concentration de chlorophylle 'a' ($\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$)⁽¹⁾ et Biomasse $10^6 \mu\text{m}^3 \cdot \text{l}^{-1}$ ⁽²⁾ pour la station centrale du lac Saint-Jean en 1975 .

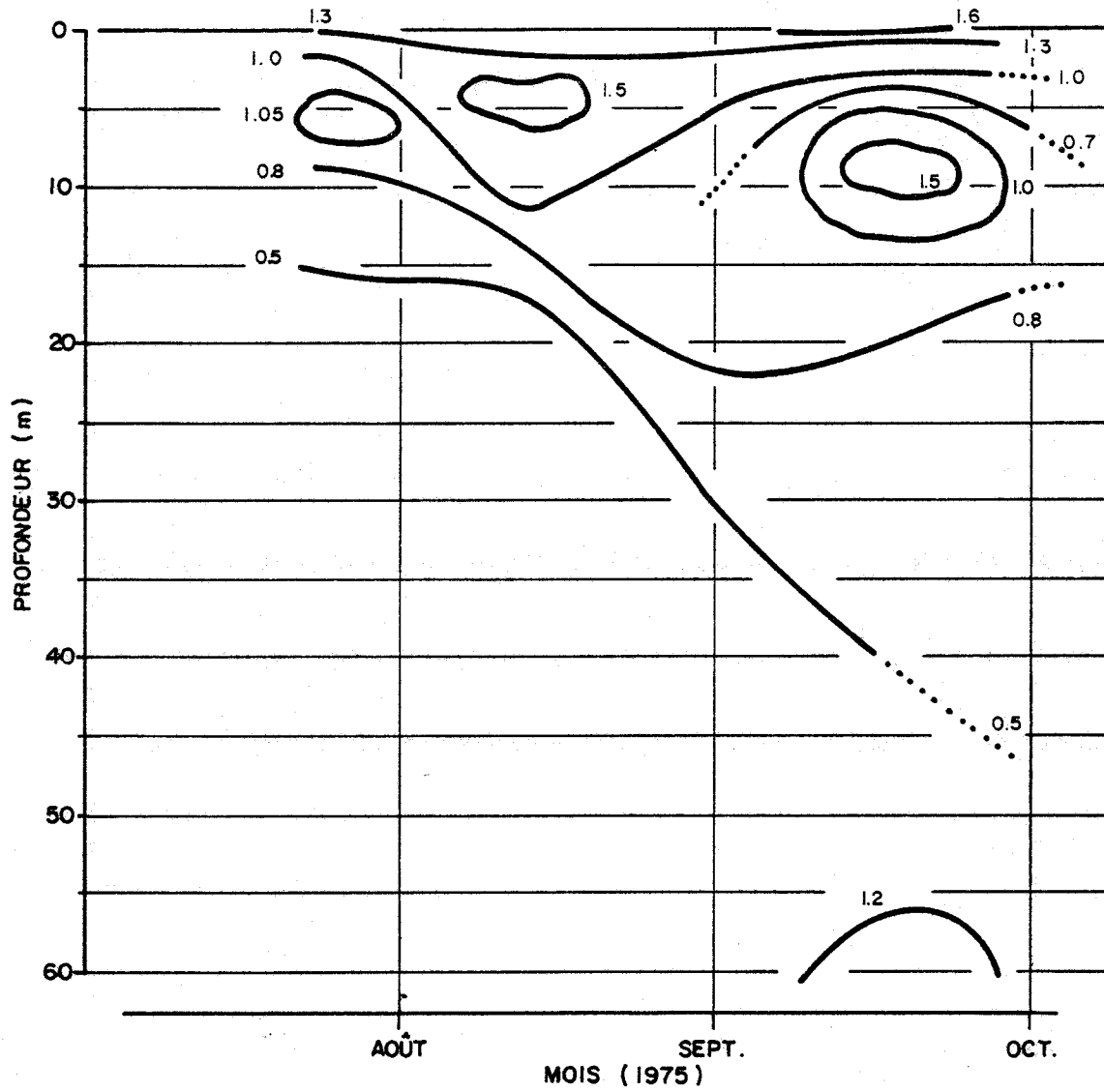


Figure 5.56. Évolution de la chlorophylle 'a' ($\mu\text{g/l}$) en profondeur à la station centrale du lac Saint-Jean, été 1975.

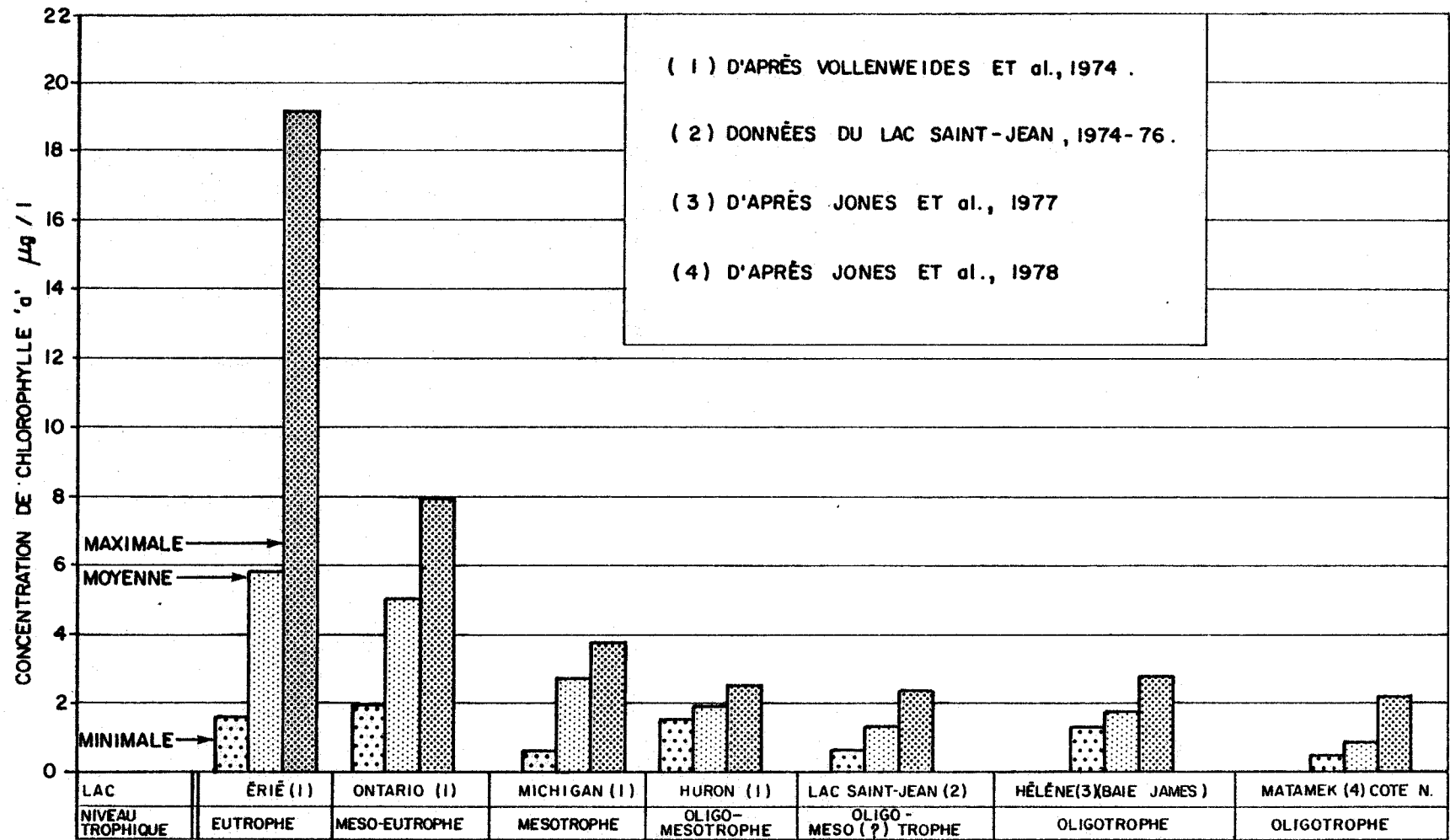


Figure 5.57 .Concentration minimale, moyenne et maximale de chlorophylle 'a' des Grands Lacs (Canada-États-Unis), du lac Saint-Jean et d'autres lacs du Québec .

CHAPITRE VI

"ETUDE DU DYNAMISME D'UN SYSTEME OUVERT (LAC SAINT-JEAN)
A L'AIDE DE DEUX INDICATEURS BIOLOGIQUES: LE POTENTIEL DE FERTILITE
ET LA DETERMINATION DES CONCENTRATIONS EN CHLOROPHYLLE"

par Pierre Couture

TABLE DES MATIERES

	<u>PAGE</u>
TABLE DES MATIERES	i
LISTE DES TABLEAUX	iii
LISTE DES FIGURES	v
SOMMAIRE	6.3
1. INTRODUCTION	6.5
2. PROBLEMATIQUE	6.6
3. METHODOLOGIE	6.7
3.1 Echantillonnage	6.7
3.1.1 Localisation	6.7
3.1.2 Techniques de prélèvement	6.7
3.2 Techniques de caractérisation	6.8
3.2.1 Potentiel de fertilité	6.8
3.2.2 Indice d'enrichissement	6.10
3.2.3 Facteur limitatif	6.10
3.2.4 Toxicité	6.11
3.2.5 Chlorophylle	6.12
4. DISCUSSION DES RESULTATS	6.13
4.1 Tributaires	6.13

	<u>PAGE</u>
4.1.1 Indices d'enrichissement en substances nutritives ..	6.13
4.1.2 Facteur limitatif	6.14
4.1.3 Substances toxiques	6.16
4.1.4 Chlorophylle	6.16
4.2 Stations situées sur le lac	6.18
4.2.1 Indice d'enrichissement	6.18
4.2.2 Facteur limitatif	6.20
4.2.3 Chlorophylle	6.21
4.3 Stations situées aux embouchures du lac	6.22
4.3.1 Indice d'enrichissement.....	6.22
4.3.2 Chlorophylle	6.23
5. CONCLUSION	6.25
6. BIBLIOGRAPHIE	6.27

LISTE DES TABLEAUX

		<u>PAGE</u>
6.1	Identification des stations échantillonnées situées sur les tributaires du lac Saint-Jean	6.31
6.2	Identification des stations échantillonnées situées sur le lac Saint-Jean	6.32
6.3	Identification des stations échantillonnées situées aux décharges du lac Saint-Jean	6.33
6.4	Potentiel de fertilité et indice d'enrichissement pour les rivières du nord à caractère agricole (1975)	6.34
6.5	Potentiel de fertilité et indice d'enrichissement pour les rivières du nord à caractère forestier (1975)	6.35
6.6	Potentiel de fertilité et indice d'enrichissement pour les stations du sud à caractère agricole ou forestier (1975) ...	6.36
6.7	Potentiel de fertilité et indice d'enrichissement pour les tributaires (1976)	6.37
6.8	Fréquence d'apparition des indices d'enrichissement établis à partir des mesures effectuées en 1975 et 1976 pour les stations situées sur les tributaires	6.38
6.9	Coefficient de stimulation pour les stations situées sur les tributaires (1976)	6.39
6.10	Potentiel de fertilité mesuré et potentiel de fertilité théorique pour les stations situées sur les tributaires (1976)	6.40
6.11	Concentration en chlorophylle-a ¹ total pour les tributaires du nord à caractère agricole (1975)	6.41

	<u>PAGE</u>
6.12	Concentration en chlorophylle-a ¹ total pour les tributaires du nord à caractère forestier (1975) 6.42
6.13	Concentration en chlorophylle-a ¹ total pour les tributaires du sud à caractère agricole ou forestier (1975) 6.43
6.14	Concentration en chlorophylle-a et en phaéopigment pour les stations situées sur les tributaires (1976) 6.44
6.15	Potentiel de fertilité et indice d'enrichissement pour les stations situées sur le lac Saint-Jean (1976) 6.45
6.16	Fréquence d'apparition des indices d'enrichissement établis à partir des mesures effectuées en 1976 pour les stations situées sur le lac Saint-Jean 6.46
6.17	Coefficient de stimulation pour les stations situées sur le lac Saint-Jean (1976) 6.47
6.18	Concentration en chlorophylle-a et en phaéopigment mesurée sur le lac Saint-Jean (1976) 6.48
6.19	Potentiel de fertilité et indice d'enrichissement pour les stations situées aux décharges du lac (1975) 6.49
6.20	Potentiel de fertilité et indice d'enrichissement pour les stations situées aux décharges du lac (1976) 6.50
6.21	Fréquence d'apparition des indices d'enrichissement établis à partir des mesures effectuées en 1975 et 1976 pour les stations situées sur la Petite et la Grande Décharge 6.51
6.22	Concentration en chlorophylle-a ¹ total pour les stations situées aux décharges du lac Saint-Jean (1975) 6.52
6.23	Concentration en chlorophylle-a et en phaéopigment mesurée pour les stations aux décharges du lac Saint-Jean 6.53

LISTE DES FIGURES

	<u>PAGE</u>
6.1 Schématisation d'un système physique ouvert.....	6.55
6.2 Localisation des stations d'échantillonnage du lac Saint-Jean et de ses tributaires pour les années 1974, 1975 et 1976	6.56
6.3 Concentration en chlorophylle "a" totale: tributaires du lac Saint-Jean, 1975	6.57
6.4 Potentiel de fertilité et facteur limitatif: stations situées sur le lac, 27 juillet 1976	6.58
6.5 Potentiel de fertilité: stations situées sur le lac, 5 août 1976	6.59
6.6 Potentiel de fertilité et facteur limitatif: stations situées sur le lac, 18 août 1976	6.60
6.7 Potentiel de fertilité et facteur limitatif: stations situées sur le lac, 24 août 1976	6.61
6.8 Evolution des concentrations de chlorophylle "a" totale à différentes profondeurs dans les eaux du lac Saint-Jean: station no 22	6.62
6.9 Influence des tributaires sur les concentrations en chlorophylle active mesurées sur les eaux du lac Saint-Jean, 1976	6.63

SOMMAIRE

Un parallèle est établi entre le dynamisme de l'écosystème aquatique du lac Saint-Jean et celui d'un système ouvert où les intrants ont un effet capable d'en modifier la structure. La dynamique de la qualité des eaux du bassin versant est suivie, d'une part, à l'aide d'une caractérisation sommaire du niveau d'enrichissement des eaux en substances nutritives et, d'autre part, par l'étude des variations des facteurs chimiques tels que l'azote (N) et le phosphore (P). L'étude de l'évolution du potentiel de fertilité et des teneurs en chlorophylle nous amène à soupçonner une étroite relation entre la qualité des eaux et celle de ses tributaires.

1. INTRODUCTION

L'utilisation de plus en plus fréquente d'indicateurs biologiques pour caractériser la qualité de l'écosystème aquatique apporte une meilleure compréhension des différents phénomènes qui en contrôlent et en caractérisent la production. Toute une gamme d'indicateurs largement discutés à l'intérieur de la documentation scientifique (Brezonik et al., 1975; Jones et al., 1977a) est maintenant accessible aux utilisateurs.

Dans le cadre des études de caractérisation de la qualité des eaux du bassin versant du lac Saint-Jean, l'utilisation de telles techniques visait à identifier des critères capables de préciser, à l'intérieur de normes, la qualité des eaux de ce bassin. Deux techniques ont été retenues: la mesure du potentiel de fertilité et la détermination des concentrations en chlorophylle.

L'une de ces deux techniques, la mesure du potentiel de fertilité, a acquis, au cours des dernières années, une place importante à l'intérieur des programmes de contrôle de qualité mis sur pied par des organismes gouvernementaux (Keighan, 1978), para-gouvernementaux (Couture et Visser, 1978) et privés (Dessau Environnement Limitée, 1977). L'efficacité de cette méthode a déjà été vérifiée à l'INRS-Eau (Caillé et al., 1975; Campbell et al., 1976a, 1976b; Couture et Visser, 1977, 1978). Elle repose sur le fait que les caractéristiques métaboliques des organismes utilisés sont sensibles à la qualité du milieu aquatique. Le succès de cette technique est avant tout basé sur son aptitude à quantifier la qualité de la ressource, en caractérisant les concentrations en substances nutritives et en substances toxiques.

La détermination des teneurs en chlorophylle remporte moins de succès au Québec. Les résultats obtenus semblent avoir une portée moins grande pour les utilisateurs. Toutefois, les récentes études faites à l'INRS-Eau (Couture, 1977; Jones et al., 1977a), ainsi que les développements relatifs à l'établissement d'une relation entre les concentrations en chlorophylle et la bande MSS6 en télédétection (Jones, 1977b), nous incitent à mieux exploiter la signification de ce paramètre.

2. PROBLEMATIQUE

Les études entreprises à l'intérieur des différents sous-objectifs du projet **Productivité biologique des eaux du lac Saint-Jean** ont défini les différentes caractéristiques des territoires et des eaux du bassin versant. Les résultats obtenus nous amènent à établir un parallèle entre le dynamisme des eaux de ce lac et le dynamisme existant à l'intérieur d'un système physique ouvert.

Le concept d'un tel système a déjà été développé pour un lac par Chassaing et al. (1975); il est fondé sur les considérations de Bertalanffy (1950) relatives à la théorie des systèmes ouverts en physiques et en biologie. Un lac peut en effet être considéré comme un tel système (figure 6.1), dans le sens où il est constamment affecté par un flux de matière qui modifie sa propre structure. Ces modifications sont la résultante d'un perpétuel échange de matière et d'énergie entre les eaux du lac et l'environnement (ex.: territoires drainés à l'intérieur du bassin versant).

L'application de ce concept aux eaux du lac Saint-Jean nous amène à soupçonner une relation entre la qualité des tributaires et la qualité du lac; une telle hypothèse a d'ailleurs été formulée à partir des études de limnologie physique et chimique effectuées en 1975 par l'INRS-Eau. Cette hypothèse est aussi susceptible de s'appliquer aux composantes biologiques du système.

Ici, cependant, l'étude des composantes biologiques est restreinte aux producteurs primaires. Deux techniques ont été utilisées: **la première** nous renseigne sur la production potentielle des eaux (test de fertilité), alors que **la seconde** évalue la production primaire des eaux (détermination des concentrations en chlorophylle). **La relation lac-tributaire** a été établie à partir de:

- l'étude de l'état d'enrichissement des eaux du lac en fonction de l'état d'enrichissement des eaux des tributaires;

- l'étude de l'évolution des facteurs chimiques (N, P) contrôlant la production potentielle des eaux du lac et de certains tributaires;
- l'étude des variations de concentration en chlorophylle des eaux du lac et des tributaires.

3. METHODOLOGIE

3.1 Echantillonnage

3.1.1 Localisation

Les stations échantillonnées étaient situées soit sur les tributaires soit sur le lac, soit aux décharges du lac. Chacune des stations a été identifiée à l'aide d'un numéro, dont la liste apparaît aux tableaux 6.1, 6.2 et 6.3. Ces tableaux nous renseignent de plus sur la fréquence des différentes mesures: test de fertilité et teneur en chlorophylle.

Signalons que l'apparente anarchie dans la fréquence des prélèvements est la résultante des difficultés inhérentes à l'immensité du territoire à étudier; plusieurs facteurs (conditions climatiques, disponibilité des équipes de prélèvement, bris dans le matériel de terrain, etc.) ont contribué à modifier complètement le plan d'échantillonnage initialement prévu.

3.1.2 Techniques de prélèvement

En raison des différentes techniques de caractérisation utilisées, ainsi que la situation géographique des stations, l'échantillonnage fut effectué soit du haut d'un pont (tributaires, décharges), soit à l'aide d'une embarcation (stations sur le lac).

La technique de prélèvement des échantillons utilisée pour le test de fertilité consistait à obtenir un échantillon représentatif de la

colonne d'eau à l'endroit du prélèvement; à cette fin, l'opération consistait à remplir les bouteilles à l'aide d'un hydro-capteur, en effectuant un mouvement alternatif de la surface vers le fond, et vice versa. Pour les échantillons destinés à la détermination des concentrations en chlorophylle, les prélèvements ont été faits en surface.

Les échantillons d'eau étaient par la suite acheminés vers les laboratoires de l'INRS-Eau, à Québec. Les bouteilles destinées aux expériences de fertilité étaient remplies à capacité maximale et acheminées (4°C, obscurité) au laboratoire. Les échantillons servant aux mesures de chlorophylle étaient d'abord filtrés et seules les membranes étaient transportées (4°C, obscurité) vers Québec.

3.2 Techniques de caractérisation

Comme il a été mentionné, la qualité de l'eau du bassin versant des eaux du lac Saint-Jean est suivie à l'intérieur de ce travail spécifique à l'aide de deux méthodes principales: le test de fertilité et la détermination des concentrations en chlorophylle. Les différentes techniques apparentées au test de fertilité comprennent la mesure du potentiel de fertilité, l'identification de l'indice d'enrichissement des eaux, la caractérisation du facteur chimique qui contrôle le potentiel de production des eaux et la mise en évidence de la présence de substances toxiques.

3.2.1 Potentiel de fertilité

La mesure du potentiel de fertilité a été effectuée selon une méthode développée par l'**Environmental Protection Agency** des Etats-Unis (EPA, 1971). Un échantillon composite (eau non filtrée) est stérilisé et une souche d'algues (*Selenastrum capricornutum*) y estensemencée à raison de 5,000 algues/ml. La souche d'algues utilisée provient du **Pacific Northwest Water Laboratory**, Corvallis, Oregon. La souche est repiquée à toutes les semaines et seules les cultures en phase de croissance exponentielle servent d'inoculum. Les conditions

d'incubation des échantillons d'eau sont les suivantes: 16 heures de photo-période, 5,400 lux, $24 \pm 2^\circ\text{C}$. Les échantillons inoculés sont agités à la main tous les jours et la population d'algues est mesurée à la fin de la période d'incubation (21 jours) à l'aide d'un compteur de particules (Coulter Counter Model ZB, cellule de 100 μ); la valeur ainsi obtenue s'exprime en quantité de particules par millilitre. Cette valeur (nombre de cellules/ml) est par la suite transformée en biomasse à l'aide d'une constante (Campbell et al., 1976b).

Afin de déterminer la précision de la mesure effectuée, la valeur du potentiel de fertilité d'un échantillon d'eau est établie à partir d'un test fait en triple (trois sous-échantillons): le coefficient de variation des triplicata est défini selon la relation suivante:

$$CV = \frac{S_x}{\bar{X}} \times 100 \dots \dots \dots (6.1)$$

où:

CV = coefficient de variation (%)

S_x = écart type

\bar{X} = moyenne mathématique

Pour un CV < 20%, la valeur du potentiel de fertilité est établie d'après la moyenne arithmétique des trois mesures. Pour un CV > 20%, la valeur du potentiel de fertilité est alors corrigée: deux des trois valeurs sont alors utilisées. Les deux valeurs sont sélectionnées afin de ramener le CV < 20%.

L'ensemble des valeurs des potentiels de fertilité présentées à l'intérieur de ce rapport ont été calculées selon cette technique: seules les moyennes caractérisées par un CV < 20% apparaissent sur les différents tableaux.

3.2.2 Indice d'enrichissement

Afin de caractériser la mesure du potentiel de fertilité (PF), quatre niveaux d'enrichissement des eaux en substances nutritives ont été définis:

faible	:	si PF < 0.1	mg d'algues/l;
moyen	:	si PF > 0.1 et < 0.8	mg d'algues/l;
modérément élevé	:	si PF > 0.8 et < 6	mg d'algues/l;
élevé	:	si PF > 6	mg d'algues/l.

Ces niveaux d'enrichissement ont été identifiés à partir des indices de productivité développés par Miller et al. (1974) pour des lacs et appliqués en rivière par Greene et al. (1975).

3.2.3 Facteur limitatif

Le facteur chimique de contrôle de la production primaire est identifié par un test biologique aussi développé par l'EPA (1971). La technique consiste essentiellement à diviser l'échantillon d'eau à analyser en trois sous-échantillons et à ajouter de l'azote au premier (0.7 mg N/l; NaNO_3), du phosphore au second (0.060 mg P/l; K_2HPO_4) et un mélange d'azote et de phosphore au troisième (0.7 mg N/l + 0.060 mg P/l). Les différents sous-échantillons sont incubés (voir **potentiel de fertilité**) et agités à la main tous les jours. La population d'algues est mesurée après 21 jours et le ou les élément(s) (azote et/ou phosphore) provoquant la meilleure simulation¹ identifie(nt) le ou les facteur(s) chimique(s) contrôlant la production primaire de l'échantillon d'eau.

¹ Comme Berland et al. (1974), on considère ici qu'une stimulation est significative lorsqu'un écart de 15% est observé entre l'échantillon enrichi et l'échantillon non enrichi.

L'identification du facteur limitatif ou facteur de contrôle est faite à l'aide des valeurs du coefficient de stimulation. Ce coefficient est calculé selon les relations suivantes:

$$N = \frac{PFn}{PF} \dots\dots\dots(6.2)$$

$$P = \frac{PFp}{PF} \dots\dots\dots(6.3)$$

où:

- N = coefficient de stimulation aux ajouts d'azote
- P = coefficient de stimulation aux ajouts de phosphore
- PFn = potentiel de fertilité de l'échantillon d'eau enrichi avec 0.7 mg N/l
- PFp = potentiel de fertilité de l'échantillon d'eau enrichi avec 0.060 mg P/l
- PF = potentiel de fertilité de l'échantillon d'eau original

3.2.4 Toxicité

La mise en évidence d'un phénomène d'intoxication est faite à partir d'une approche développée à l'INRS-Eau (Campbell et al., 1976b) sur les observations faites par Miller et al. (1974) et Greene et al. (1975). Cette approche consiste à comparer la mesure du potentiel de fertilité obtenue avec la valeur anticipée du potentiel de fertilité théorique. Cette dernière valeur est calculée à partir de la concentration de l'élément chimique qui contrôle la production primaire de l'échantillon d'eau; elle est établie selon les équations suivantes:

$$\begin{aligned} PFTn &= [Nti] \times 38 \\ PFTp &= [Pti] \times 430 \text{ si } [Pti] \geq 0.010 \dots\dots\dots(6.4) \\ & \quad [Pti] \times 100 \text{ si } [Pti] < 0.010 \end{aligned}$$

où:

PFTn = potentiel de fertilité théorique calculé à partir des concentrations en azote total inorganique

[Nti] = concentration en azote total inorganique (mg N/l)

PFTp = potentiel de fertilité théorique calculé à partir des concentrations en phosphore total inorganique

[Pti] = concentration en phosphore total inorganique (mg P/l)

Le choix du paramètre à utiliser (PFTn ou PFTp) pour déterminer la valeur du potentiel de fertilité théorique (PFT) se fait d'après l'identification du **facteur limitatif**.

Un phénomène d'intoxication sera mis en évidence lorsque la valeur du potentiel de fertilité mesuré est significativement inférieure à la valeur du potentiel de fertilité théorique¹, soit: $PF < PFT$ (Campbell et al., 1976b).

3.2.5 Chlorophylle

Le dosage de la chlorophylle a été effectué selon deux techniques. **Pour les échantillons prélevés durant l'année 1975**, les concentrations de chlorophylle ont été déterminées d'après la technique développée par Parsons et Strickland (1972); les mesures obtenues représentent les concentrations de chlorophylle-a totale présentes dans l'échantillon. **Pour les échantillons prélevés durant l'année 1976**, la technique utilisée est celle de Stainton et al. (1974); les mesures obtenues traduisent les concentrations de chlorophylle-a active ainsi que les concentrations des pigments phaéophitiques qui sont des produits de dégradation de la chlorophylle. Pour l'année 1976, seules les mesures de chlorophylle-a active seront ici soumises à l'interprétation.

¹ Un rapport $\frac{PFT}{PF} > 1.3$ identifie une valeur de Pf mesuré significativement inférieure à la valeur de PFT.

4. DISCUSSION DES RESULTATS

La caractérisation de la qualité des eaux du bassin versant du lac Saint-Jean est effectuée à l'aide de trois groupe d'échantillons provenant

- des tributaires;
- des stations situées sur le lac;
- des stations localisées aux décharges du lac.

4.1 Tributaires

Comme déjà établi au chapitre III, quatre groupes de tributaires seront ici considérés:

- les rivières du nord à caractère agricole;
- les rivières du nord à caractère forestier;
- les rivières du sud à caractère agricole;
- les rivières du sud à caractère forestier.

4.1.1 Indices d'enrichissement en substances nutritives

Les indices d'enrichissement (IE) sont établis à partir des mesures du potentiel de fertilité (PF). Les valeurs du potentiel de fertilité présentées aux tableaux 6.4 à 6.7 montrent une variabilité en fonction des stations échantillonnées en 1975 et 1976. Bien qu'il reste difficile d'interpréter les variations observées dans le temps, compte tenu du peu de prélèvements effectués au cours d'une année, il n'en reste pas moins que les variations du potentiel de fertilité entre les différentes stations sont significatives. Notons, de plus, que les coefficients de variation (CV) de l'ensemble des mesures restent à l'intérieur des limites de précision acceptables pour un test biologique ($\pm 15\%$: EPA, 1971).

Les variations du PF traduisent un état d'enrichissement plus ou moins différent selon les stations échantillonnées. En effet, les PF identifient des indices d'enrichissement variant généralement entre 2 et 4 et signalent la présence d'un niveau d'enrichissement en substances nutritives comparable à celui retrouvé pour certains lacs mésotrophes (indice = 2) ou eutrophes (indice = 3 ou 4). Une telle association entre les indices d'enrichissement et les niveaux trophiques a déjà été utilisée par Miller et al. (1974) et Greene et al. (1975).

L'analyse des fréquences d'apparition des indices d'enrichissement montre que les rivières à caractère agricole présentent des niveaux d'enrichissement plus élevés que les tributaires à caractère forestier (tableau 6.8). La rivière Ticouapé demeure en général la rivière la plus chargée en substances nutritives. Les niveaux d'enrichissement observés ici sont comparables à ceux qui ont déjà été mesurés sur des lacs mésotrophes ou eutrophes (Miller et al., 1974; Greene et al., 1975).

Enfin, il est intéressant de constater que l'ensemble des PF mesurés sur les rivières agricoles présentent des valeurs supérieures à 1 mg d'algues par litre. Plusieurs mesures obtenues pour les rivières forestières sont cependant inférieures à cette valeur. Katko (1975) considère qu'une telle valeur (1 mg/ml) est le reflet d'un niveau d'enrichissement acceptable pour les eaux d'un lac; les valeurs supérieures traduisent une situation problématique.

4.1.2 Facteur limitatif

L'identification du facteur chimique de contrôle de la production primaire a porté uniquement sur un petit nombre de stations échantillonnées durant l'année 1976. L'analyse des résultats présentés au tableau 6.9 montre que la production des tributaires est chimiquement contrôlée soit par l'azote, soit par l'azote et le phosphore.

Une étude récente de l'INRS-Eau (Campbell et al., 1976b) a montré que l'évolution du facteur limitatif pouvait être liée à la quantité de charges drainées et à l'action des producteurs primaires sur le cours d'eau. L'azote, par exemple, vient limiter la production des eaux fortement chargées en substances nutritives, alors que le phosphore contrôle, en général, la production des eaux moins chargées. De plus, l'activité phytoplanctonique favorise une déficience en azote dans un cours d'eau; en effet, alors que l'absence de ruissellement intensif et la présence d'une végétation terrestre active viennent réduire la quantité d'azote qui arrive au cours d'eau, l'activité de la végétation aquatique, en utilisant une certaine quantité d'azote et de phosphore du milieu aquatique, vient introduire un déséquilibre en faveur du phosphore et rend ainsi l'azote limitatif. Dans cette étude, l'importance que prend l'azote à titre de facteur limitatif peut sans doute être associée à ce phénomène. Les valeurs maximales de chlorophylle observées au cours de la période estivale, ainsi que nous le verrons plus loin, créent une situation qui nous suggère l'impact possible de l'activité du phytoplancton sur le métabolisme de ces rivières.

L'impact de ces deux facteurs (quantité de charges drainées et activité des producteurs primaires) sur l'évolution du facteur limitatif a aussi été mis en évidence par d'autres auteurs. Certains chercheurs ont, par exemple, observé que les milieux pauvres en substances nutritives étaient habituellement pauvres en phosphore, alors que les milieux plus riches l'étaient en azote (Miller et al., 1974; Greene et al., 1975; Roberts et Southall, 1977). D'autres, tels que Bombowna et Bucka (1974), ont observé, durant l'été, dans des réservoirs, une diminution des concentrations d'azote sans toutefois assister à un changement des concentrations de phosphore; une telle situation a pour effet de rendre les concentrations d'azote limitatives. Hannan et al. (1972) ont observé le même phénomène et ils l'attribuent à l'activité phytoplanctonique.

L'analyse des résultats obtenus au cours de la présente étude montre que l'azote contrôle la production potentielle des eaux fortement

chargées en substances nutritives (rivières Ticouapé et rivière à l'Ours). Par contre, les rivières qui présentent des niveaux d'enrichissement moins élevés semblent limitées tantôt par l'azote et le phosphore (Belle Rivière et les rivières Chamouchouane, Mistassini et Péribonca).

4.1.3 Substances toxiques

L'identification de la présence de ces substances a été faite à partir de quelques échantillons d'eau lors du prélèvement du 20 juillet 1976. Les résultats des analyses apparaissent au tableau 6.10. Aucune différence significative entre les valeurs de PF et de PFT n'est observée. De plus, l'absence de stimulation de croissance observée avec les ajouts d'EDTA¹ (tableau 6.7: comparer les valeurs PF aux valeurs PF(EDTA)) nous incite à conclure à l'absence de substances toxiques dans ces eaux. Rappelons ici que l'EDTA est une substance capable de complexer les substances toxiques inorganiques et de les rendre non disponibles. Ainsi, par exemple, dans les cas où le PF d'une eau est affecté par la présence de substances toxiques, l'ajout d'EDTA a pour effet d'augmenter cette valeur; nous observons, dès lors: $PF(EDTA) > PF$.²

4.1.4 Chlorophylle

Durant l'été 1975, les concentrations en chlorophylle-a totale furent mesurées sur l'ensemble des tributaires (tableau 6.11 à 6.13); durant l'été 1976, seules certaines rivières furent échantillonnées. Rappelons, de plus, qu'au cours de ce dernier été, la technique d'extraction utilisée nous a permis de différencier les formes de chlorophylle active des formes de chlorophylle dégradée (pigment phaéophytine) - (tableau 6.14).

¹ EDTA: acide éthylènediamine tétracétique.

² Pour que $PF(EDTA)$ soit considéré comme étant plus grand que PF, il faut que le rapport $\frac{PF(EDTA)}{PF} > 1.3$

Durant l'année 1975, la faible fréquence des prélèvements nous empêche évidemment de faire une analyse réaliste de **l'évolution des valeurs dans le temps**; on peut toutefois signaler que les valeurs maximales sont en général observées au cours des mois de juillet et août (figure 6.3). L'analyse des **changements des mesures dans l'espace** montre que les rivières agricoles ont tendance à supporter des concentrations en chlorophylle plus élevées que celles qui ont mesurées dans les rivières forestières des régions du nord et du sud. Cette situation semble refléter les niveaux d'enrichissement des différents groupes de rivières; en effet, l'analyse des indices d'enrichissement a déjà mis en évidence un potentiel de production plus élevé pour les tributaires localisés dans les régions agricoles. Cette relation ne s'applique toutefois pas à toutes les rivières; en effet, la rivière à l'Ours, qui a présenté des indices d'enrichissement, supporte des concentrations en chlorophylle comparables à celles qui ont été mesurées sur la rivière Mistassini, où les indices d'enrichissement étaient moins élevés. Il est difficile d'apporter une explication claire à ce phénomène. Toutefois, signalons que plusieurs facteurs physiques, comme la température, l'effet du broutage par le zooplancton, la turbidité et la vitesse du courant, peuvent avoir une influence sur les mesures de production. Même si les conditions chimiques peuvent satisfaire aux exigences d'un niveau de production, la présence de facteurs physiques adéquats reste essentielle.

Les résultats obtenus au cours de l'été 1976 permettent d'observer la présence de deux groupes de stations: celles où les teneurs en chlorophylle sont supérieures à 3 mg/l et celles où les concentrations sont inférieures à cette valeur. Les plus fortes valeurs sont observées pour les stations situées sur les rivières agricoles, alors que les plus faibles sont associées aux tributaires à caractère forestier. Une seule exception à cette règle est observée; en effet, tout comme en 1975, la rivière à l'Ours présente des concentrations plus faibles que celles des autres rivières agricoles.

Les teneurs en chlorophylle pour les rivières Ticouapé et Belle Rivière sont voisines de celles qui ont été mesurées à la fin de l'été en milieu eutrophe (Berman et Pollinger, 1974)¹; cependant, elles sont de beaucoup inférieures à celles qui ont été obtenues en plein été dans les mêmes types de milieux (Berman et Epply, 1974; Horne et Goldman, 1974; Couture, 1977)². Les autres rivières présentent des valeurs qui sont comparables à celles qui ont été retrouvées en milieu oligotrophe (Kiefer et al., 1972).³

4.2 Stations situées sur le lac

Bien que des mesures en chlorophylle aient été faites à une station sur le lac (22 - station centrale du lac Saint-Jean) au cours de l'année 1975, c'est durant l'année 1976 qu'un effort particulier a été consenti au niveau du lac lui-même. A cet effet, un certain nombre de prélèvements ont été effectués et l'ensemble des paramètres, déjà utilisés sur les tributaires, ont été mesurés.

Le choix des stations sur le lac a été fixé après une analyse sommaire des résultats obtenus sur les tributaires au cours de l'année 1975; les stations sur le lac ont donc été disposées de façon à mettre en évidence les effets des tributaires sur la qualité des eaux de certains secteurs du lac.

4.2.1 Indice d'enrichissement

Les mesures du potentiel de fertilité effectuées ici ont été faites uniquement à partir d'échantillons prélevés au cours de la période estivale 1976 (tableau 6.15). L'ensemble des mesures traduit des niveaux d'enrichissement variables qui sont comparables à ceux qui ont été rencontrés dans des milieux mésotrophes ou eutrophes (tableau 6.16). **Ces niveaux d'enrichissement sont semblables à ceux qui ont**

¹ Les concentrations varient entre 2 et 5 mg/l

² Les concentrations varient entre 50 et 80,000 mg/l

³ Les concentrations varient entre 0.1 et 0.8 mg/l

déjà été observés sur les tributaires et nous amènent à penser que la qualité des eaux du lac intégrerait la qualité des eaux de ses tributaires. Notons, toutefois, qu'environ 30% des mesures présentées ici montrent des coefficients de variation $> 15\%$, ce qui laisse présager certains problèmes au niveau de la précision de la mesure.

L'évolution du mode de dispersion des différentes mesures met en évidence l'influence des tributaires sur certains secteurs du lac. La figure 6.4 met en évidence deux groupes de stations: les stations influencées par la rivière Ticouapé et les stations influencées par la rivière Mistassini. Ces deux groupes ont été établis en comparant les valeurs de PF pour ces deux tributaires obtenues durant les années 1975 et 1976, avec les PF mesurés sur le lac au cours du prélèvement du 27 juillet 1976.

Ce modèle semble cependant subir des variations au cours de l'été; en effet, alors qu'au cours de ce dernier prélèvement le groupe formé par les stations 42, 43 et 44 semble associé à la rivière Mistassini, un autre groupe est constitué par les stations 38, 46 et 48, influencées par la rivière Ticouapé. Toutefois, lors du prélèvement du 5 août 1976 (figure 6.5), la station 44 présente un potentiel de fertilité qui traduit une influence possible de la rivière Ticouapé et non de la Mistassini; à cette date, la station 45 semble influencée par la Ticouapé, alors que la station 49 semble subir l'impact des rivières aux Iroquois et à l'Ours; aux autres stations, les mesures de PF indiquent un niveau d'enrichissement comparable à celui qui a été observé en 1975 pour les rivières forestières.

L'impact des tributaires sur la qualité des eaux du lac peut parfois être difficile à percevoir à l'aide de la mesure du potentiel de fertilité; les résultats de PF présentés à l'intérieur des figures 6.6 et 6.7 en témoignent. Les faibles variations observées entre les différentes stations masquent des différences qui apparaissent évidentes lorsqu'une analyse du facteur limitatif est faite.

4.2.2 Facteur limitatif

Des variations entre les valeurs des coefficients de stimulation des stations sont observés au tableau 6.17; ces changements mettent en évidence l'action soit de l'azote (station 38), soit du phosphore (station 49), soit de ces deux éléments combinés (station 51) sur la production potentielle des eaux. De telles variations sont aussi observées à l'intérieur des échantillons prélevés à différentes dates, à une même station (stations 44, 48). Ce comportement du facteur chimique contrôlant la production signale la présence de phénomènes capables d'influencer la composition des eaux. L'enrichissement des eaux du lac à partir de l'action de certains tributaires pourrait être responsable de ces variations.

D'autres prélèvements (figures 6.5, 6.6 et 6.7) effectués au cours de l'été ont toutefois mis en évidence certains changements au niveau de la composition de ces deux groupes. Les mesures du potentiel de fertilité du 5 août 1976 mettent en doute, pour cette époque, l'influence de la rivière Ticouapé sur les eaux de la station 48 et l'effet de la rivière Mistassini sur les eaux de la station 44. Cette situation se représente d'ailleurs lors du prélèvement du 18 août 1976. A cette date, l'azote et le phosphore sont les facteurs chimiques qui contrôlent la production de la station 48, alors que seul l'azote limitait, le 16 août 1976, la production des eaux de la rivière Ticouapé (tableau 6.9). A cette date, la composition des eaux de la station 48 semble se rapprocher davantage de celle de la rivière Chamouchouane, où, effectivement, l'azote et le phosphore sont limitatifs. Le même type de relation peut être établi entre les stations 36, 44 et 55 et les rivières Péribonca, Mistassini et Belle Rivière respectivement.

Bref, en fonction de leur situation géographique et des facteurs chimiques (N, P) qui contrôlent leur production, les eaux des stations situées sur le lac semblent subir l'impact de certains tributaires. Toutefois, l'effet d'un tributaire peut ne pas toujours se manifester nécessairement aux mêmes endroits; ce phénomène suggère donc la présence

d'un système dynamique dont l'aspect se transforme au cours de l'été avec la diffusion dans ses eaux réceptrices des effluents qui l'alimentent.

4.2.3 Chlorophylle

Durant l'année 1975, une seule station a été visitée au cours de l'été, à trois reprises (figure 6.7). L'analyse de l'évolution des concentrations en chlorophylle aux différentes profondeurs montre qu'à cette station, les eaux du lac semblent relativement homogènes, au cours des prélèvements du 31 juillet et du 8 août; par rapport aux résultats de l'échantillonnage du 18 septembre où des variations importantes en fonction des profondeurs de prélèvement sont observées.

Durant l'été 1976, un nombre plus important de déterminations furent effectuées; treize stations ont été échantillonnées à quelques reprises (tableau 6.18). Les concentrations en chlorophylle active sont voisines de celles qui ont été rencontrées dans un lac oligotrophe (lac Tahoe) - (Kiefer et al. 1972); cependant, les concentrations retrouvées à l'embouchure de la rivière Chamouchouane (station 49) et à la station située sur la rive est du lac, face à Saint-Gédéon (station 55), font exception à cette règle. Il est intéressant de noter ici que les eaux de ces deux stations sont situées dans une zone susceptible d'être influencée par des eaux chargées en substances nutritives. Cette situation suggère que la station 49 est influencées par les rivières à l'Ours et/ou aux Iroquois, alors que la station 55 semble subir les effets de Belle Rivière.

Une comparaison entre les teneurs en chlorophylle des stations situées sur le lac et celles de tributaires suggère la présence sur le lac de différents secteurs d'influence (figure 6.9). Il est à noter que les stations 45 et 49, situées aux embouchures des rivières Ticouapé et Chamouchouane, ne présentent pas de relation évidente avec les deux tributaires.

Les concentrations en chlorophylle mesurées à la station 46 s'associent davantage à celles qui ont été mesurées sur les rivières Mistassini; quant à celles qui ont été établies à la station 49, elles se rapprochent plutôt des teneurs déjà observées sur les rivières à l'Ours et aux Iroquois.

Les concentrations en chlorophylle mesurées dans les eaux du lac s'apparentent aux concentrations très souvent retrouvées au niveau des tributaires. **Encore une fois, il nous est donc possible de souligner l'interdépendance qui semble exister entre les eaux du lac et les eaux des rivières qui l'alimentent.** De plus, lorsque nous analysons les valeurs de l'ensemble des paramètres mesurés (indices d'enrichissement, facteur limitatif, chlorophylle) et les comparons aux valeurs trouvées sur les différents tributaires, **nous constatons un changement de la zone d'influence des tributaires dans les eaux du lac.** Ce dynamisme pourrait être la résultante de l'action de facteurs physiques (courants, température) lors du mélange des eaux qui sont susceptibles de faire varier le cône de diffusion des eaux des tributaires dans le lac.

4.3 Stations situées aux décharges du lac

Les stations situées sur la Grande et la Petite Décharge ont été étudiées au cours des deux années d'activité.

4.3.1 Indice d'enrichissement

Les mesures de PF obtenues sur les eaux de ces stations apparaissent aux tableaux 6.19 et 6.20. L'analyse de ces valeurs montre que les niveaux d'enrichissement sont comparables à ceux qui ont été mesurés dans les eaux du lac. Les indices varient entre les valeurs 2 et 3 (tableau 6.21) et sont comparables à ceux qui ont été mesurés dans des milieux mésotrophes ou eutrophes par Miller et al. (1974) et Greene et al. (1975).

4.3.2 Chlorophylle

Les concentrations en chlorophylle mesurées durant l'année 1975 (tableau 6.22) s'apparentent aux concentrations retrouvées dans les eaux des tributaires à caractère forestier. Durant l'année 1976, les concentrations en chlorophylle mesurées sur le lac sont voisines de celles qui ont été trouvées pour les eaux des décharges (tableau 6.23).

La similitude de l'ensemble des résultats obtenus (PF, chlorophylle), à partir des échantillons prélevés aux décharges et dans plusieurs secteurs du lac, fait ressortir l'interrelation qui existe entre ces deux masses d'eau.

5. CONCLUSION

Le test de fertilité et la détermination des teneurs en chlorophylle se sont avérés des méthodes efficaces pour mettre en évidence l'impact de certains tributaires sur les eaux réceptrices du système lacustre. De plus, les résultats obtenus semblent supporter les hypothèses déjà formulées à partir des études de limnologie physique et physico-chimique effectuées en 1975.

La considération de quelques caractéristiques métaboliques (potentiel de fertilité, facteur limitatif, chlorophylle) des eaux du lac Saint-Jean laisse percevoir un système dynamique dont les intrants semblent principalement véhiculés par les tributaires. L'impact de ces intrants sur l'écosystème lacustre est comparable à l'effet d'un flux d'énergie sur un système ouvert. En effet, il est apparu que l'apport de matière avait eu un effet sur la structure du système en diversifiant les secteurs d'influence des tributaires au cours de différentes périodes.

L'échange d'énergie entre les eaux des tributaires et celles du lac suscite un intérêt particulier vis-à-vis de la qualité des eaux du lac. Bien qu'à partir de l'ensemble des valeurs en chlorophylle la qualité des eaux du lac puisse être associée à celle d'un milieu oligotrophe, il n'en reste pas moins que certains secteurs présentent déjà les symptômes d'une eutrophisation. Certaines zones sont en effet affectées par la diffusion des tributaires (Ticouapé, à l'Ours, aux Iroquois, Belle Rivière) particulièrement riches en substances nutritives.

L'analyse des mesures relatives à la production potentielle des eaux du lac Saint-Jean (indices d'enrichissement, facteur limitatif) a suggéré la présence d'éléments chimiques capables de supporter une production d'algues plus élevée que celle qui a été mesurée à partir des teneurs en chlorophylle. Ce phénomène supporterait l'hypothèse d'une augmentation des niveaux d'enrichissement des eaux du lac et pourrait, par exemple, expliquer l'avènement saisonnier de "bloom" d'algues déjà observé par les équipes de prélèvements des Services de protection de l'environnement.

Bref, les résultats obtenus au cours de cette étude suggèrent la présence de mécanismes susceptibles d'affecter la production primaire du lac. Cette affectation semble pour l'instant locale et répond à l'action de plusieurs facteurs, comme, par exemple, l'arrivée des eaux riches en substances nutritives d'un tributaire.

6. BIBLIOGRAPHIE

BERTALANFFY, L. (1950).

The theory of open systems in physics and biology. *Science*, 3: 23-29.

BERLAND, B.R., D.J. BONIN et S.Y. MAESTRINI. (1974).

Mise en évidence de facteurs réglant la productivité des eaux de surface dans la partie nord occidentale de la mer Méditerranée (campagne "Mediproduct I" du N.O., Jean-Charbot, 1969) au moyen de tests biologiques. *Ann. Inst. Oceanogr.*, Paris, 50(1): 5.25.

BERMAN, T. and R.W. EPPLI. (1974).

The measurement of phytoplankton parameters in nature. *Sc. Progr. Oxf.*, 61: 219-239.

BERMAN, T. and U. POLLINGHER. (1974).

Annual and seasonal variations of phytoplankton, chlorophyll and photosynthesis in Lake Kinneret. *Oceanol. Limnol.*, 19(1): 31-54.

BOMBOWNA, M. and H. BUCKA. (1974).

Some carpathian reservoirs and their production relations. *Acta Hydrobiol.*, 16(3-4): 379-400.

BREZONIK, P.L., F.X. BROWNE and J.L. FOX. (1975).

Application of ATP to plankton biomass and bioassay studies. *Water Research*, 9: 155-162.

CAILLE, A., P.G.C. CAMPBELL, D. CLUIS, P. COUTURE et L. TALBOT. (1975).

Impact de l'agriculture sur la qualité des eaux de surface du bassin de la rivière Yamaska. INRS-Eau, rapport scientifique No 50.

CAMPBELL, P.G.C., B. BOBEE, A. CAILLE, M.J. DEMALSY, P. DEMALSY, J.L. SASSEVILLE, S.A. VISSER, P. COUTURE, M. LACHANCE, R. LAPOINTE et L. TALBOT. (1976a).

Effet du décapage de la cuvette d'un réservoir sur la qualité de l'eau emmagasinée: élaboration d'une méthode d'étude et applications au réservoir de Victoriaville (rivière Bulstrode, Québec). INRS-Eau, rapport scientifique No 37 (Pour le ministère des Richesses naturelles du Québec).

- CAMPBELL, P.G.C., P. COUTURE, M. LACHANCE et L. TALBOT. (1976b).
Etude intégrée de la qualité des eaux des bassins versants des rivières Saint-François et Yamaska. Volume 2: Secteur des substances nutritives. INRS-Eau, rapport scientifique No 52 (Pour le ministère des Richesses naturelles du Québec).
- CHASSAING, B., P. OLIVE, J.P. PELLETIER et E. SIWERTZ. (1975).
Evolution biogéochimique du lac Léman de 1957 à 1973 (III). Arch. Sc. Genève, 28(2): 203-216.
- COUTURE, P. (1977).
Caractérisation des eaux du lac Boivin à partir des mesures du potentiel de fertilité et de l'évolution du facteur chimique de contrôle de la production primaire. Colloque sur le lac Boivin, INRS-Eau, le 31 mars 1977.
- COUTURE, P. et S.A. VISSER. (1978).
Evaluation à l'aide d'un bioessai de l'effet de facteurs environnementaux sur la fertilité potentielle des eaux de la rivière Desaulniers, Baie James. INRS-Eau, rapport scientifique No 86 (Pour la Société d'Energie de la baie James).
- DESSAU ENVIRONNEMENT LTEE. (1977).
Complexe Nottaway-Broadback-Rupert: étude d'environnement, Volume I, septembre 1977. Rapport préparé pour la Société d'Energie de la baie James, Service Environnement.
- EPA. (1971).
Provisional Algal Assay Procedures: Final Report. Environmental Protection Agency. Sanitary Engineering Research Laboratory, College of Engineering and School of Public Health, University of California, Berkeley, SERL Report No. 71-6.
- GREENE, J.C., W.E. MILLER, T. SHIROYAMA and T.E. MALONEY. (1975).
Utilization of algal assays to assess the effects of municipal, industrial and agricultural wastewater effluents upon phytoplankton production in the Snake River system. Water, Air and Soil Pollution, 4: 415-434.
- HANNAN, H.H., W.C. YOUNG and J.J. MAYHEW. (1972).
Nitrogen and phosphorous dynamics in three central Texas impoundments. Hydrobiologia, 40(1): 121-129.
- HORNE, A.J. and C.R. GOLDMAN. (1974).
Suppression of nitrogen fixation by blue-green algae in a eutrophic lake with addition of copper. Science, 183: 409-411.

- JONES, H.G., A. BACHAND, P. COUTURE, J.J. FOURNIER, F. RODRIGUEZ et L. TALBOT. (1977a).
Réseau de surveillance écologique: choix de paramètres pour le monitoring de la production microbiologique des eaux douces du territoire de la baie James, Québec. INRS-Eau, rapport scientifique No 75. (Pour la Société d'énergie de la baie James).
- JONES, H.G., W. SOCHANSKA, E. LANGHAM et J.P. FORTIN. (1977b).
Etude de la dynamique des eaux du lac Saint-Jean au Québec à l'aide des satellites Landsat-1 et Landsat-2. Quatrième symposium sur la télédétection.
- KATKO, A. (1975).
Algal assay for the national eutrophication survey. Proceeding: bio-stimulation and nutrient assessment workshop, Oct. 16-17, pp. 44-52.
- KEIGHAN, E. (1978).
Caractérisation du niveau d'enrichissement et de la toxicité des eaux du bassin du fleuve Saint-Laurent. Rapport soumis au comité d'études sur le fleuve Saint-Laurent par Pêches et Environnement Canada, rapport technique No 6.
- KIEFFER, D.A., O. HOLM-HANSEN, C.R. GOLDMAN, R. RICHARDS and T. BERMAN. (1972).
Phytoplankton in Lake Tahoe: deep-living population. *Ocean. Limnol.*, 17(3): 418-450.
- MILLER, W.E., T.E. MALONEY and J.C. GREENE. (1974).
Algal productivity in 49 lakes water and determined by algal assays. *Water Research*, 8: 667-679.
- PARSONS, T.R. and J.D. STRICKLAND. (1972).
Practical handbook of seawater analysis. Fisheries Reserach Board of Canada, Ottawa, 310 p.
- ROBARTS, R.D. and G.C. SOUTHALL. (1977).
Nutrient limitation of phytoplankton growth in seven tropical man-made lakes, with special reference to Lake McIwaine, Rodhesia. *Arch. Hydrobiol.*, 79(1): 1-35.
- STANTON, M.P., M.J. CAPEL and F.A.J. ARMSTRONG. (1974).
The chemical analysis of fresh water. Special Publication No. 25, Dept. Win. Man., pp. 105-109.

TABLEAU 6.1 Identification des stations d'échantillonnage situées sur les tributaires du lac Saint-Jean.

No	IDENTIFICATION ¹	1975		1976	
		PF ²	CHLORO ³	PF	CHLORO
1	Rivière aux Iroquois, à St-Prime	2		1	
7	Belle Rivière, à St-Gédéon	6	7	4	4
8	Rivière Couchepaganiche, à St-Jérôme	4	6		
9	Rivière Métabetchouane, à Desbiens	6	7		
10	Rivière Ouiatchouane, à Val-Jalbert	4	6		
11	Rivière Ouiatchouaniche, à Roberval	4	6		
12	Rivière à l'Ours, à son embouchure	4	6	3	4
13	Rivière Chamouchouane, à St-Félicien	6	7	4	4
14	Rivière Ticouapé, à St-Méthode	6	7	3	2
15	Rivière Mistassini, au quai de Dolbeau	4	6	3	2
16	Rivière Mistassini, au pont de Dolbeau	6	6	1	
17	Rivière Mistassibi, au pont de Mistassini	6	6	1	
18	Rivière Petite Péribonca, à Péribonca	4	6		
19	Rivière Péribonca, au pont de Ste-Monique	6	6	3	
20	Rivière des Chicots, à Delisle	4	5		
21	Rivière Mistouc, à St-Coeur-de-Marie	4	6		
23	Rivière Moreau, à Péribonka	6	6	1	

¹ Voir localisation géographique, figure 6.2

² PF: fréquence des mesures du potentiel de fertilité effectuées au cours des années 1975 et 1976

³ CHLORO: fréquence des mesures de chlorophylle effectuées au cours des années 1975 et 1976

TABLEAU 6.2 Identification des stations échantillonnées situées sur le lac Saint-Jean.

No	IDENTIFICATION ¹	1975		1976	
		PF ²	CHLORO ³	PF	CHLORO
22	Centre du lac Saint-Jean		15	2	
31	Sud de la section transversale St-Prime - Pêribonca			1	1
32	Sud de la section transversale St-Prime - Pêribonca			1	1
34	Sud de la section transversale St-Prime - Pêribonca			1	2
36	Sud de la section transversale St-Prime - Pêribonca (sud-est de l'île Bouliane)			3	3
37	Nord de la section transversale St-Prime - Pêribonca			1	2
38	Centre de la section transversale St-Prime - Pêribonca			1	
40	Nord de la section transversale St-Prime - Pêribonca (ruisseau Ptarmigan)			1	2
42	Est de l'embouchure de Mistassini			2	2
43	Nord de l'embouchure de la Mistassini			1	
44	Centre de l'embouchure de la Mistassini (Ile aux Pins)			4	3
45	Embouchure des rivières Mistassini et Ticouapé			1	2
46	Embouchure de la Ticouapé			2	2
48	Sud de la pointe entre les rivières Ticouapé et Chamouchouane			4	3
49	Embouchure de la Chamouchouane			2	2
51	Rive ouest du lac Saint-Jean face à Roberval			2	
55	Rive est du lac Saint-Jean face à St-Gédéon			2	1

¹ Voir localisation géographique, figure 6.2

² PF: fréquence des mesures du potentiel de fertilité au cours des années 1975 et 1976

³ CHLORO: fréquence des mesures de chlorophylle au cours des années 1975 et 1976

TABLEAU 6.3 Identification des stations échantillonnées situées aux décharges du lac Saint-Jean.

No	IDENTIFICATION ¹	1975		1976	
		PF ²	CHLORO ³	PF	CHLORO
3	Aval du confluent de la Petite et de la Grande Décharge, à Alma	4	7	3	4
4	Quai de la Petite Décharge à la Villa Saguenay, à Alma	4	7		
5	Petite Décharge en amont de la ville d'Alma	4	7		
24	Effluent de l'usine Price, à Alma	3	6		
25	Pont de la Petite Décharge sur la rue St-Joseph, à Alma	4	7		
6	Grande Décharge, en amont de la centrale de l'Isle-Maligne	4	7		
26	Pont de la Grande Décharge, en aval de la centrale hydro-électrique de l'Isle-Maligne			3	

¹ Voir localisation géographique, figure 6.2

² PF: fréquence des mesures du potentiel de fertilité au cours des années 1975 et 1976

³ CHLORO: fréquence des mesures de chlorophylle au cours des années 1975 et 1976

TABLEAU 6.4 Potentiel de fertilité et indice d'enrichissement pour les rivières du nord à caractère agricole (1975).

DATES DE PRELEVEMENT	14 RIVIERE TICOUAPE			20 RIVIERE DES CHICOTS			21 RIVIERE MISTOUC			23 RIVIERE MOREAU		
	PF ¹	CV ²	IE ³	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE
22-05-75	15	3	4	3.2	6	3	2.9	3	3	21	3	4
17-06-75	13	15	4							5	3	3
18-06-75				3.3	4	3	3.7	8	3	1.7	6	3
15-07-75	13	1	4							3.0	8	3
16-07-75				0.7	4	2	1.3	6	3	4.3	5	3
23-09-75	9.0	6	4	1.0	2	3	1.1	6	3	1.8	2	3
06-11-75	2.0	5	3									
27-11-75	8.0	4	4									

¹ PF: potentiel de fertilité en mg d'algues/l: moyenne arithmétique (\bar{X}) des triplicata

² CV: coefficient de variation (%): $\frac{\text{Ecart type}}{\bar{X}} \times 100$

³ Indice d'enrichissement: 1 = faible : < 0.1 mg d'algues/l
 2 = moyen : 0.1 - 0.8 mg d'algues/l
 3 = modérément élevé : > 0.8 - 6 mg d'algues/l
 4 = élevé : > 6 mg d'algues/l

TABLEAU 6.5 Potentiel de fertilité et indice d'enrichissement pour les rivières du nord à caractère forestier (1975).

D&ATRES DE PRELEVEMENT	13			15			16			17			18			19		
	Rivière Chamouchouane			Rivière Mistassini (Quai de Dolbeau)			Rivière Mistassini (Pont de Dolbeau)			Rivière Mistassibi			Rivière Petite Péribonca			Rivière Péribonca		
	PF ¹	CV ²	IE ³	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE
22-05-75	0.2	16	2	1.3	20	3	0.3	4	2	*	30	*	0.8	16	2	0.1	7	2
17-06-75	1.0	6	3	1.2	6	3	1.2	5	3	0.9		3	1.4	6	3	0.9	6	3
15-07-75	0.2	17	2	0.4	18	2	0.3	5	2	0.4		2	0.5	10	2	0.6	8	2
23-09-75	0.4	12	2	1.5	5	3	0.5	1	2	*	29	*	0.6	8	2	0.3	8	2
06-11-75	1.5	12	3				1.5	1	3	1.5	8	3				1.7	2	3
27-11-75	3.0	8	3				0.9	5	3	0.7	2					0.7	5	2

¹ PF: potentiel de fertilité en mg d'algues/l : moyenne arithmétique (\bar{X}) des triplicata

² CV: coefficient de variation (%): $\frac{\text{Ecart type}}{\bar{X}} \times 100$

³ IE: indice d'enrichissement: 1 = faible : < 0.1 mg d'algues/l
 2 = moyen : 0.1 - 0.8 mg d'algues/l
 3 = modérément élevé: > 0.8 - 6 mg d'algues/l
 4 = élevé : > 6 mg d'algues/l.

* Valeur rejetée (CV > 20%)

TABLEAU 6.6 Potentiel de fertilité et indice d'enrichissement pour les stations du sud à caractère agricole ou forestier (1975).

DATES DE PRELEVEMENT	TRIBUTAIRES A CARACTERE AGRICOLE												TRIBUTAIRES A CARACTERE FORESTIER								
	2			7			8			12			9			10			11		
	Rivière aux Iroquois			Belle Rivière			Rivière Couchepaganiche			Rivière à l'Ours			Rivière Métabetchouane			Rivière Métabetchouane			Rivière Ouïatchouane		
	PF ¹	CV ²	IE ³	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE
22-05-75				1.8	6	3	1.1	4	3	37	3	4	0.6	3	2	0.5	4	2	0.9	4	3
17-06-75				1.4	11	3	1.9	6	3	2.0	2	3	1.2	9	3	0.9	10	3	1.4	5	3
15-07-75				0.6	19	2	0.4	8	2				0.5	4	2	0.4	7	2	0.2	4	2
23-09-75				7.7	3	4	1.4	7	3	*	42	*	1.4	8	3	0.5	2	2	*	38	*
06-11-75	1.9	4	3	3.0	8	3							1.5	5	3						
27-11-75	1.1	5	3	1.3	8	3				1.5	6	3	1.7	8	3						

¹PF: potentiel de fertilité en mg d'algues/l : moyenne arithmétique (\bar{x}) des triplicata

²CV: coefficient de variation (%) : $\frac{\text{Ecart type}}{\bar{x}} \times 100$

³IE: indice d'enrichissement : 1 = faible : < 0.1 mg d'algues/l
 2 = moyen : 0.1 - 0.8 mg d'algues/l
 3 = modérément élevé : > 0.8 - 6 mg d'algues/l
 4 = élevé : > 6 mg d'algues/l

* Valeur rejetée (CV > 20%)

TABLEAU 6.7 Potentiel de fertilité et indice d'enrichissement pour les tributaires (1976).

RIVIERES DU NORD A CARACTERE AGRICOLE						
DATES DE PRELEVEMENT	14- Rivière Ticouapé			23- Rivière Moreau		
	PF ¹	CV ²	IE ³	PF ¹	CV ²	IE ³
07-01-76	15	6	4	4.9	8.5	3
28-06-76	11	19	4			
20-07-76	15	10	4			
16-08-76	6	8	3			

RIVIERES DU NORD A CARACTERE FORESTIER															
DATES DE PRELEVEMENT	13- Rivière Chamouchouane			15- Rivière Mistassini (Quai de Dolbeau)			16- Rivière Mistassini (Pont de Dolbeau)			17- Rivière Mistassibi			19- Rivière Péribonca		
	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE
07-01-76		2	3					5	2		5	2		12	-2
28-06-76		15	3		1	2								44	*
20-07-76		12	2		13	3								16	3
16-08-76		11	3		8	3								5	3

RIVIERES DU SUD A CARACTERE AGRICOLE									
DATES DE PRELEVEMENT	2- Rivière aux Iroquois			7- Belle Rivière			12- Rivière à l'Ours		
	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE
07-01-76	1.1	6	3	4.5	3	3			
28-06-76				*	30	*	17.0	13	4
20-07-76				1.3	20	3	6.5	6	4
16-08-76				5.2	12	3	4.9	6	3

¹PF: potentiel de fertilité en mg d'algues/l : moyenne arithmétique (\bar{X}) des triplicata

²CV: coefficient de variation (%) : $\frac{\text{Ecart type}}{\bar{X}} \times 100$

³IE: indice d'enrichissement : 1 = faible : < 0.1 mg d'algues/l
 2 = moyen : 0.1 - 0.8 mg d'algues/l
 3 = modérément élevé: > 0.1 - 6 mg d'algues/l
 4 = élevé : > 6 mg d'algues/l

* Valeur rejetée (CV > 20%)

TABLEAU 6.8 Fréquence d'apparition des indices d'enrichissement établis à partir des mesures effectuées en 1975 et 1976 pour les stations situées sur les tributaires.

	*		2		3		4	
	'75	'76	'75	'76	'75	'76	'75	'76
<u>Rivières du nord à caractère agricole:</u>								
Ticouapé					1/6	1/4	5/6	3/4
Des Chicots			1/4		3/4			
Mistouc					4/4			
Moreau					5/6	1/6	1/6	
<u>Rivières du nord à caractère forestier:</u>								
Chamouchouane			3/4	1/4	3/6	3/4		
Mistassini, quai de Dolbeau			3/4	1/3	1/4	2/3		
Mistassini, pont de Dolbeau			3/6	1/1	3/6			
Mistassibi	2/6		2/6	1/1	2/6			
Petite Péribonca			3/4		1/4			
Péribonca		1/4	4/6	1/4	2/6	2/4		
<u>Rivières du sud à caractère agricole:</u>								
Aux Iroquois					2/2	1/1		
A l'Ours	1/4				2/4	1/3	1/4	2/3
Belle Rivière		1/4	1/6		4/6	3/4	1/6	
<u>Rivières du sud à caractère forestier:</u>								
Couchepaganiche			1/4		3/4			
Métabetchouane			2/6		4/6			
Ouiatchouane			3/4		1/4			
Ouiatchouaniche	1/4		1/4		2/4			

* Fréquence observée pour les valeurs rejetées (CV > 20%)

2 : Indice d'enrichissement = moyen

3 : Indice d'enrichissement = modérément élevé

4 : Indice d'enrichissement = élevé

x/y où x = fréquence observée pour un indice

y = nombre de mesures effectuées

TABLEAU 6.9 Coefficient de stimulation pour les stations situées sur les tributaires (1976).

		N ²	P ³	FC ⁴
<u>Rivières du nord à caractère agricole:</u>				
14 - Rivière Ticouapé	20-07-76 ¹	2.9	1.1	N
	16-08-76	1.8	1.1	N
<u>Rivières du sud à caractère agricole:</u>				
7 - Belle Rivière	27-07-76	2.0	3.7	NP
	16-08-76	2.7	0.9	N
12 - Rivière à l'Ours	20-07-76	1.5	0.8	N
	16-08-76	1.9	0.7	N
<u>Rivières du nord à caractère forestier:</u>				
13 - Rivière Chamouchouane	16-08-76	1.4	1.3	NP
15 - Rivière Mistassini	20-07-76	1.8	1.1	N
	16-08-76	2.5	2.8	NP
19 - Rivière Péribonca	20-07-76	4.2	0.9	N
	16-08-76	1.0	0.6	NP

¹ Dates du prélèvement de l'échantillon d'eau

² N : coefficient de stimulation de croissance avec un ajout de 0.72 mg N/l

³ P : coefficient de stimulation de croissance calculé avec un ajout de 0.062 mg P/l

⁴ FC : identification du facteur chimique de contrôle de la production primaire:

N = azote

P = phosphore

NP = azote + phosphore

TABLEAU 6.10 Potentiel de fertilité mesuré et potentiel de fertilité théorique pour les stations situées sur les tributaires (1976).

	PF ¹	PFT ²	PF (EDTA)
<u>Rivières du nord à caractère agricole:</u>			
14 - Rivière Ticouapé	15	17	13
<u>Rivières du sud à caractère agricole:</u>			
7 - Belle Rivière	1.3	0.6**	1
12 - Rivière à l'Ours	6.0	6.5*	5
<u>Rivières du nord à caractère forestier:</u>			
13 - Rivière Chamouchouane	0.4	0.5**	0.2
15 - Rivière Mistassini	1.9	2.0*	2.1
19 - Rivière Péribonca	3.3	2.6*	4.8

¹ PF : potentiel de fertilité en mg d'algues/l

² PFT : potentiel de fertilité théorique en mg d'algues/l:

* PFT calculé à partir de l'azote total inorganique

** PFT calculé à partir du phosphore total inorganique

³ PFT (EDTA): potentiel de fertilité des échantillons enrichis d'EDTA (acide éthylènediamine tétracétique, 10 µM)

TABLEAU 6.11 Concentration en chlorophylle-a¹ totale pour les tributaires du nord à caractère agricole (1975).

DATÉS DE PRELEVEMENT	14 RIVIERE TICOUAPE	20 RIVIERE DES CHICOTS	21 RIVIERE MISTOUIC	23 RIVIERE MOREAU
10-06-75				1.12
17-06-75	3.05			
18-06-75			0.99	
15-07-75	23.44			4.20
16-07-75		3.53	2.09	
24-07-75	4.67			6.45
25-07-75		4.64	1.89	
07-08-75	16.42	4.74	5.26	12.96
18-08-75	7.13			0.59
19-08-75		6.20	3.20	
22-09-75	1.83			0.85
23-09-75		3.13	2.36	
21-10-75	1.78			

¹ [Chlorophylle-a] en µg/l

TABLEAU 6.12 Concentration en chlorophylle-a¹ totale pour les tributaires du nord à caractère forestier (1975).

DATES DE PRELEVEMENT	13 RIVIERE CHAMOUCOUANE	15 RIVIERE MISTASSINI Quai de Dolbeau	16 RIVIERE MISTASSINI Pont de Dolbeau	17 RIVIERE MISTASSIBI	18 RIVIERE PETITE PERIBONCA	19 RIVIERE PERIBONCA
17-05-75	0.61	0.71	1.96	0.42	0.53	0.22
15-07-75	1.46	1.32	1.42	1.10	1.14	2.53
24-07-75	0.99	0.85	1.17	0.82	0.70	0.43
07-08-75	1.34	1.50	1.53	0.99	0.70	0.37
18-08-75	0.68	1.11	1.06	0.95	1.48	9.28
22-09-75	0.35	0.43	0.60	0.28	0.55	0.58
21-10-75	0.77					

¹ [Chlorophylle-a] en µg/l

TABLEAU 6.13 Concentration en chlorophylle-a¹ totale pour les tributaires du sud à caractère agricole ou forestier (1975).

DATES DE PRELEVEMENT	TRIBUTAIRES A CARACTERE AGRICOLE		TRIBUTAIRES A CARACTERE FORESTIER		
	8 RIVIERE COUCHEPAGANICHE	12 RIVIERE A L'OURS	9 RIVIERE METABETCHOUANE	10 RIVIERE OUIATCHOUANE	11 RIVIERE OUIATCHOUANICHE
17-06-75	0.70	0.87	0.89	1.87	1.16
15-07-75	7.97	1.12	3.08	2.09	1.13
24-07-75	2.36	1.39	1.81	1.59	0.71
07-08-75	21.92	2.64	2.38	1.49	1.13
18-08-75	2.41	1.03	1.18	1.68	1.76
22-09-75	0.27	0.57	1.06	2.01	1.32

¹ [Chlorophylle-a] en µg/l

TABLEAU 6.14 Concentration en chlorophylle-a et en phaeopigment pour les stations situées sur les tributaires (1976).

	DATES DE PRELEVEMENT	CHLORO ¹		PHAEO ²	
<u>Rivière Ticouapé:</u>	05-07-76	3.2	(± 2.8)	19.3	(± 1.4)
	08-07-76	3.1	(± 0.5)	12.0	(± 0.01)
<u>Belle Rivière:</u>	28-06-76	3.0	(± 0.7)	2.6	(± 0.1)
	05-07-76	3.1	(± 1.3)	2.4	(± 0.7)
	20-07-76	2.7	(± 0.8)	2.8	(± 0.6)
	16-08-76	6.2	(± 1.2)	6.2	(± 1.6)
<u>Rivière à l'Ours:</u>	28-06-76	0.29	(± 0.11)	0.78	(± 0.17)
	05-07-76	0.39	(± 0.03)	0.93	(± 0.09)
	20-07-76	0.20	(± 0.10)	0.84	(± 0.23)
	16-08-76	0.47	(± 0.09)	1.70	(± 0.5)
<u>Rivière Chamouchouane:</u>	28-06-76	0.39	(± 0.04)	0.89	(± 0.03)
	05-07-76	0.65	(± 0.03)	0.95	(± 0)
	20-07-76	0.57	(± 0.07)	0.90	(± 0.06)
	16-08-76	0.47	(± 0.04)	0.61	(± 0.05)
<u>Rivière Mistassini:</u>	05-07-76	0.65	(± 0.17)	0.46	(± 0.10)
	16-08-76	0.52	(± 0.13)	0.59	(± 0.07)
<u>Rivière Péribonca:</u>	28-06-76	0.16	(± 0.05)	0.42	(± 0.01)
	05-07-76	0.26	(± 0.03)	0.51	(± 0.02)
	20-07-76	0.18	(± 0.01)	0.13	(± 0.01)
	16-08-76	0.31	(± 0.14)	0.38	(± 0.06)

¹ CHLORO : concentration de chlorophylle-a active en µg/l, (écart type: 3 replica)

² PHAEO : concentration de phaeopigment en µg/l. (écart type: 3 replica)

TABLEAU 6.15 Potentiel de fertilité et indice d'enrichissement pour les stations situées sur le lac Saint-Jean (1976).

DATES DE PRELEVEMENT	22			31			32			34			36			37		
	PF ²	CV ³	IE ⁴	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE
27-07-76																		
05-08-76	<0.1	1	1	0.7	19	2	0.3	4	2	0.5	9	2	0.3	1	2	0.5	8	2
18-08-76													4.6	6	2			
24-08-76	3.5	16	3										2.7	20	3			

DATES DE PRELEVEMENT	38			40			42			43			44			45		
	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE
27-07-76	0.4	7	2				0.3	13	2	0.7	4	2	0.3	18	2	3.2	8	3
05-08-76				0.3	10	2	0.5	10	2				1.6	7	3			
18-08-76													3.0	11	3			
24-08-76													3.3	18	3			

DATES DE PRELEVEMENT	46			48			49			51			55		
	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE
27-07-76	0.2	17	2	1.6	10	3	0.4	17	2						
05-08-76	0.5	2	2	0.5	3	2	1.2	19	3						
18-08-76				4.4	14	3				5.2	15	3	5.5	4	3
24-08-76				3.0	7	3				2.5	5	3	2.8	5	3

¹ Numéro de la station (voir localisation, figure 6.2)

² PF: potentiel de fertilité en mg d'algues/l : moyenne arithmétique (\bar{X}) des triplicata.

³ CV: coefficient de variation (%): $\frac{\text{Ecart type}}{\bar{X}} \times 100$

⁴ IE: indice d'enrichissement: 1 = faible : < 0.1 mg d'algues/l
 2 = moyen : 0.1 - 0.8 mg d'algues/l
 3 = modérément élevé: > 0.8 - 6 mg d'algues/l
 4 = élevé : > 6 mg d'algues/l.

TABLEAU 6.16 Fréquence d'apparition des indices d'enrichissement établis à partir des mesures effectuées en 1976 pour les stations situées sur le lac Saint-Jean.

	1	2	3
22- Centre du lac Saint-Jean	1/2	1/1	1/2
31- Sud de la section transversale St-Prime - Péribonca		1/1	
32- Sud de la section transversale St-Prime - Péribonca		1/1	
34- Sud de la section transversale St-Prime - Péribonca		1/1	
36- Sud de la section transversale St-Prime - Péribonca (sud-est de l'île Bouliane)		1/3	2/3
37- Nord de la section transversale St-Prime - Péribonca		1/1	
38- Centre de la section transversale St-Prime - Péribonca		1/1	
40- Nord de la section St-Prime - Péribonca		1/1	
42- Est de l'embouchure de la Mistassini		2/2	
43- Nord de l'embouchure de la Mistassini		1/1	
44- Centre de l'embouchure de la Mistassini (Île aux Pins)		1/4	3/4
45- Embouchure des rivières Mistassini et Ticouapé			1/1
46- Embouchure de la Ticouapé		2/2	
48- Sud de la pointe entre les rivières Ticouapé et Chamouchouane		1/4	3/4
49- Embouchure de la Chamouchouane		1/2	1/2
51- Rive ouest du lac Saint-Jean face à Roberval			2/2
55- Rive est du lac Saint-Jean face à Saint-Gédéon			2/2

1 : Indice d'enrichissement = faible

2 : Indice d'enrichissement = moyen

3 : Indice d'enrichissement = modérément élevé

x/y où x = fréquence observée pour un indice

y = nombre de mesures effectuées

TABLEAU 6.17 Coefficient de stimulation pour les stations situées sur le lac Saint-Jean.

No ¹	DATES DE PRELEVEMENT	N ²	p ³	FC ⁴
22	24-08-76	0.5	1.1	NP
36	14-08-76	1.0	0.9	NP
	24-08-76	0.7	0.8	NP
38	27-07-76	7.7	1.5	N
42	27-07-76	1.7	2.0	NP
43	27-07-76	0.7	1.1	NP
44	27-07-76	1.3	1.7	NP
	18-08-76	1.4	4.7	P
	24-08-76	0.9	1.0	NP
46	27-07-76	4.6	1.0	N
48	27-07-76	2.2	0.2	N
	18-08-76	1.3	0.9	NP
	24-08-76	0.9	1.4	P
49	27-07-76	1.3	3.0	P
51	18-08-76	0.9	0.6	NP
	24-08-76	0.8	0.9	NP
55	18-08-76	1.4	1.1	N
	24-08-76	0.9	1.3	NP

¹ No: numéro de la station (voir localisation, figure 6.2)

² N : coefficient de stimulation de croissance calculé avec ajout de 0.7 mg N/l

³ P : coefficient de stimulation de croissance calculé avec ajout de 0.062 mg P/l

⁴ FC: identification du facteur chimique de contrôle de la production primaire:

N = azote

P = phosphore

NP = azote + phosphore

TABLEAU 6.18 Concentration en chlorophylle-a et en phaeopigment mesurée sur le lac Saint-Jean (1976).

	DATES DE PRELEVEMENT	CHLORO ¹	PHAEO ²
31- Sud de la section transversale St-Prime - Péribonca	30-06-76	0.48 (0.13)	1.1 (0.1)
32- Sud de la section transversale St-Prime - Péribonca	30-06-76	0.53 (0.04)	0.71 (0.05)
34- Sud de la section transversale St-Prime - Péribonca	30-06-76	0.34 (0.06)	0.44 (0.07)
	05-08-76	0.47 (0.05)	0.96 (0.05)
36- Sud de la section transversale St-Prime - Péribonca (sud-est de l'île Bouliane)	30-06-76	0.41 (0.06)	0.67 (0.20)
	06-07-76	0.45 (0.04)	0.57 (0.04)
	05-08-76	0.39 (0.04)	0.69 (0.04)
37- Nord de la section transversale St-Prime - Péribonca	30-06-76	0.24 (0.07)	0.38 (0.02)
	05-08-76	0.22 (0.03)	0.31 (0.08)
40- Nord de la section transversale St-Prime - Péribonca	30-06-76	0.65 (0.09)	0.70 (0.05)
	05-08-76	0.24 (0.16)	0.61 (0.05)
42- Est de l'embouchure de la Mistassini	30-06-76	0.59 (0.03)	0.70 (0.06)
	05-08-76	0.20 (0.11)	0.55 (0.26)
44- Centre de l'embouchure de la Mistassini (île aux Pins)	30-06-76	0.67 (0.08)	0.83 (0.11)
	08-07-76	0.30 (0.02)	0.77 (0.11)
	05-08-76	0.22 (0.08)	0.48 (0.07)
45- Embouchure des rivières Mistassini et Ticouapé	30-06-76	0.73 (0.03)	0.70 (0.09)
	05-08-76	0.47 (0)	0.81 (0.13)
46- Embouchure de la Ticouapé	30-06-76	0.41 (0.13)	0.70 (0.07)
	05-08-76	0.65 (0.14)	0.79 (0.05)
48- Sud de la pointe entre les rivières Ticouapé et Chamouchouane	30-06-76	0.60 (0.14)	1.1 (0)
	08-07-76	0.42 (0.20)	1.1 (0.2)
	05-08-76	0.55 (0.08)	0.78 (0.11)
49- Embouchure de la Chamouchouane	30-06-76	1.1 (0)	0.85 (0)
	05-08-76	0.59 (0.11)	0.79 (0.19)
55- Rive est du lac Saint-Jean face à Saint-Gédéon	06-06-76	2.1 (0)	1.05 (0.17)

¹ CHLORO : concentration de chlorophylle-a en µg/l (écart type: 3 replica)

² PHAEO : concentration de phaeopigment en µg/l (écart type: 3 replica)

TABLEAU 6.19 Potentiel de fertilité et indice d'enrichissement pour les stations situées aux décharges du lac (1975).

DATES DE PRELEVEMENT	PETITE DECHARGE												GRANDE DECHARGE			P + G DECHARGE		
	5 AMONT DE ALMA			25 P. RUE ST-JOSEPH A ALMA			24 EFFLUENT DE L'USINE PRICE			4 VILLA SAGUENAY A ALMA			6 AMONT DE LA CENTRALE HYDRO-ELECTRIQUE			33 CONFLUENT DE P + G		
	PF ¹	CV ²	IE ³	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PF	CV	IE	PV	CV	IE
22-05-75	0.9	7	3	0.2	7	2	*	89	*	1.6	2	3	0.4	2	2	0.7	15	2
18-06-75	1.3	7	3	3.3	1	3				3.2	9	3	1.3	8	3	1.2	12	3
16-07-75	0.5	6	2	*	26	*	0.6	12	2	0.9	7	3	0.4	17	2	0.5	10	2
23-09-75	*	28	*	4.3	9	3	0.6	8	2	0.3	12	2	0.6	9	2	0.5	8	2

6.49

¹ PF: potentiel de fertilité en mg d'algues/l : moyenne arithmétique (\bar{X}) des triplicata

² CV: coefficient de variation (%): $\frac{\text{Ecart type}}{\bar{X}} \times 100$

³ IE: indice d'enrichissement: 1 = faible : < 0.1 mg d'algues/l
 2 = moyen : 0.1 - 0.8 mg d'algues/l
 3 = modérément élevé : > 0.8 - 6 mg d'algues/l
 4 = élevé : > 6 mg d'algues/l

* Valeur rejetée (CV > 20%)

TABLEAU 6.20 Potentiel de fertilité et indice d'enrichissement pour les stations situées aux décharges du lac (1976).

DATES DE PRELEVEMENT	GRANDE DECHARGE						PETITE et GRANDE DECHARGE		
	6 AMONT DE LA CENTRALE HYDRO-ELECTRIQUE			26 AVAL DE LA CENTRALE HYDRO-ELECTRIQUE			3 CONFLUENT DE P + G		
	PF ¹	CV ²	IE ³	PF	CV	IE	PF	CV	IE
28-06-76	0.8	15	2				*	50	*
20-07-76				0.8	13	2	*	35	*
16-08-76				3.2	13	3	2	3	3

1 PF: potentiel de fertilité en mg d'algues/l: moyenne arithmétique (\bar{X})

2 CV: coefficient de variation (%): $\frac{\text{Ecart type}}{\bar{X}} \times 100$

3 IE: indice d'enrichissement:

1 = faible	: < 0.1	mg d'algues/l
2 = moyen	: 0.1 - 0.8	mg d'algues/l
3 = modérément élevé	: > 0.8 - 6	mg d'algues/l
4 = élevé	: > 6	mg d'algues/l

* Valeurs rejetées (CV > 20%)

TABLEAU 6.21 Fréquence d'apparition des indices d'enrichissement établis à partir des mesures effectuées en 1975 et 1976 pour les stations situées sur la Petite et la Grande Décharge.

	*		2		3	
	75	76	75	76	75	76
<u>Petite Décharge:</u>						
Amont de Alma	1/4		1/4		2/4	
Pont, rue St-Joseph	1/4		1/4		2/4	
Effluent de l'usine Price	1/3		2/3			
Villa Saguenay			1/4		3/4	
<u>Grande Décharge:</u>						
Amont de la centrale hydro-électrique			3/4	1/1	1/4	
Aval de la centrale hydro-électrique				1/2		1/2
<u>Petite + Grande Décharge:</u>						
		2/3	3/4		1/4	1/3

* Fréquence observée pour les valeurs rejetées (CV > 20%)

2: indice d'enrichissement = moyen

3: indice d'enrichissement = modérément élevé

x/y où x = fréquence observée pour un indice
y = nombre de mesures effectuées

TABLEAU 6.22 Concentration en chlorophylle-a¹ totale pour les stations situées aux décharges du lac Saint-Jean (1975).

DATES DE PRELEVEMENT	PETITE DECHARGE				GRANDE DECHARGE	P + G DECHARGE
	5 AMONT DE ALMA	25 P. RUE ST-JOSEPH A ALMA	24 EFFLUENT DE L'USINE PRICE	4 VILLA SAGUENAY A ALMA	6 AMONT DE LA CENTRALE HYDRO-ELECTRIQUE	3 CONFLUENT DE P + G
18-06-75	0.70	0.74		0.48	0.82	0.58
03-07-75	1.71	1.34	0.88	0.59	1.87	1.30
16-07-75	1.39	1.21	1.03	1.73	1.10	1.50
25-07-75	0.40	0.56	0.59	0.71	0.58	0.50
08-08-75	3.39	0.51	1.13	0.42	1.37	0.99
19-08-75	1.06	0.93	1.21	1.20	1.64	1.60
23-09-75	0.45	1.60	0.55	0.36	0.80	1.70

¹ [Chlorophylle-a] en µg/l

TABLEAU 6.23 Concentration en chlorophylle-a et en phaéopigment mesurée pour les stations aux décharges du lac Saint-Jean.

	DATES DE PRELEVEMENT	CHLORO ¹	PHAEO ²
<u>Aval du confluent de la Petite et de la Grande Décharge à Alma:</u>	28-06-76	0.49 (0.09)	0.66 (0.08)
	05-07-76	0.55 (0.11)	0.74 (0.11)
	20-07-76	0.88 (0.32)	1.12 (0.04)
	16-08-76	0.63 (0.15)	0.79 (0.04)

¹ CHLORO: concentration de chlorophylle-a en µg/l (écart type: 3 replica)

² PHAEO : concentration de phaéopigment en µg/l (écart type: 3 replica)

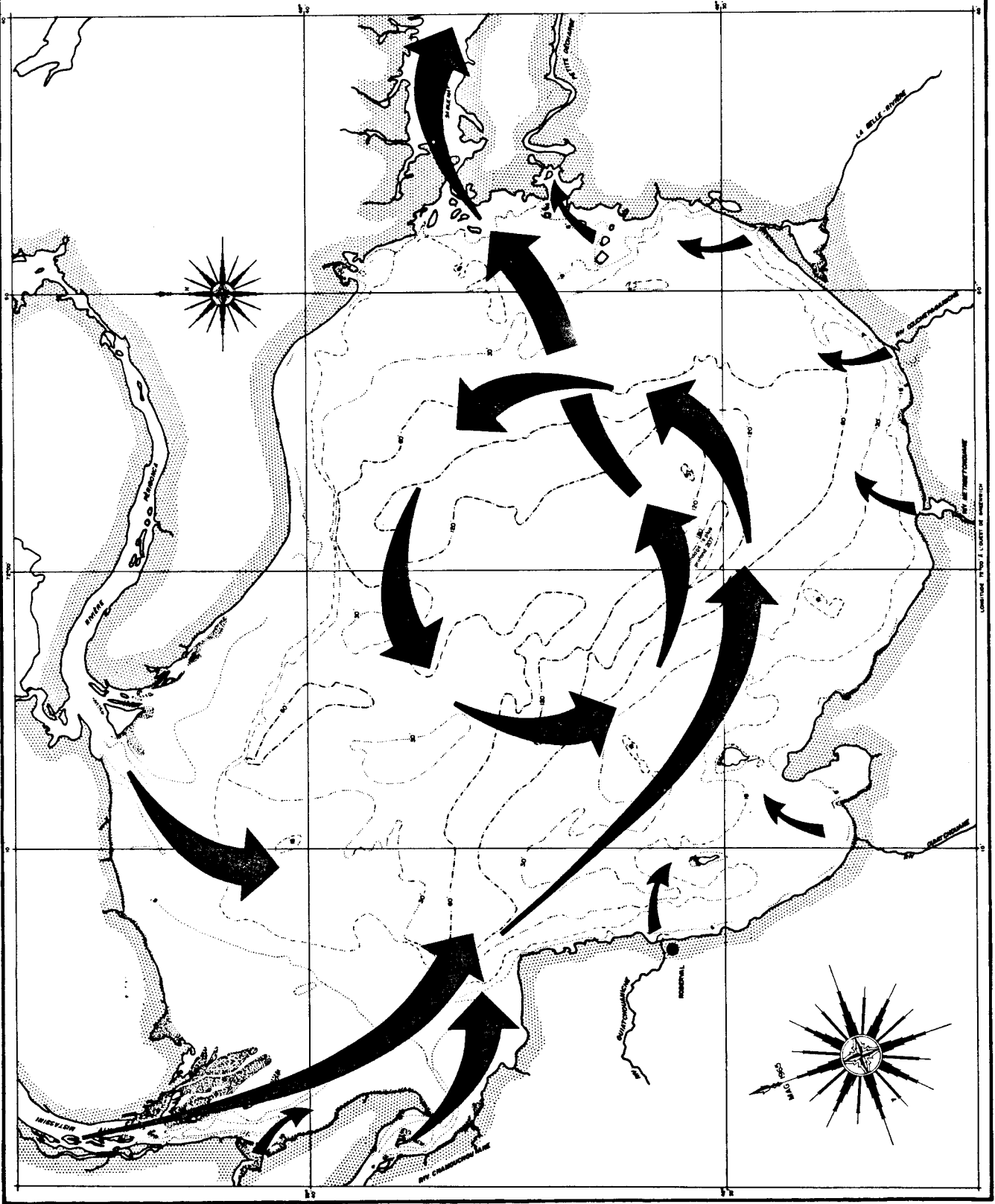
LAC SAINT-JEAN

Figure 6.1 SCHEMATISATION D'UN SYSTEME PHYSIQUE OUVERT

HAUTEUR DU NIVEAU DE REFERENCE DE LA CARTE 308.7'
AU-DESSUS DU NIVEAU MOYEN DE LA MER

COURBES BATHYMETRIQUES

6 Pies
18 Pies
30 Pies
60 Pies
120 Pies
180 Pies



CONTINUED TO TOP 7 (L'EST DE LA PAGE 10)

LAC SAINT-JEAN

LEGENDE

● = EMPLACEMENT DE LA STATION
16 = LE NUMÉRO DE CETTE STATION

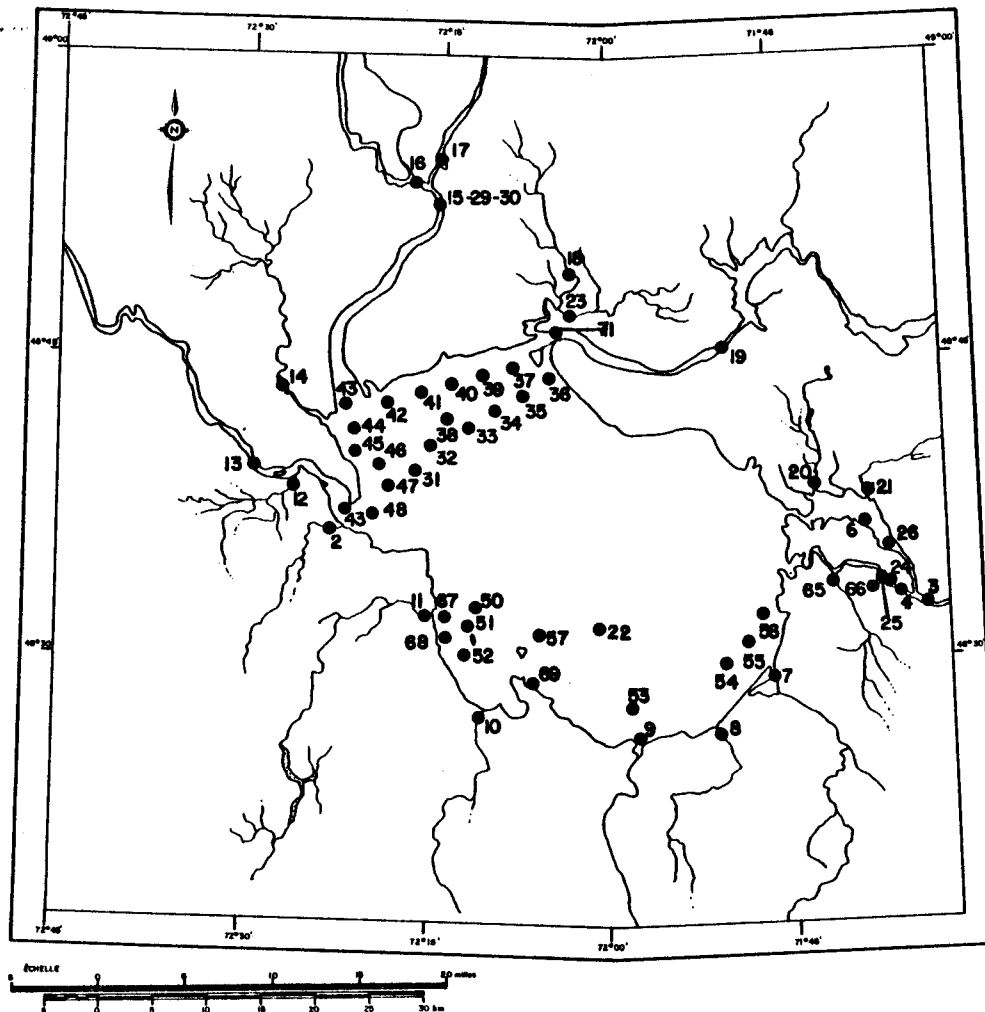


Figure 6. 2. Localisation des stations d'échantillonnage du lac Saint-Jean et de ses tributaires pour les années 1974, 1975 et 1976 .

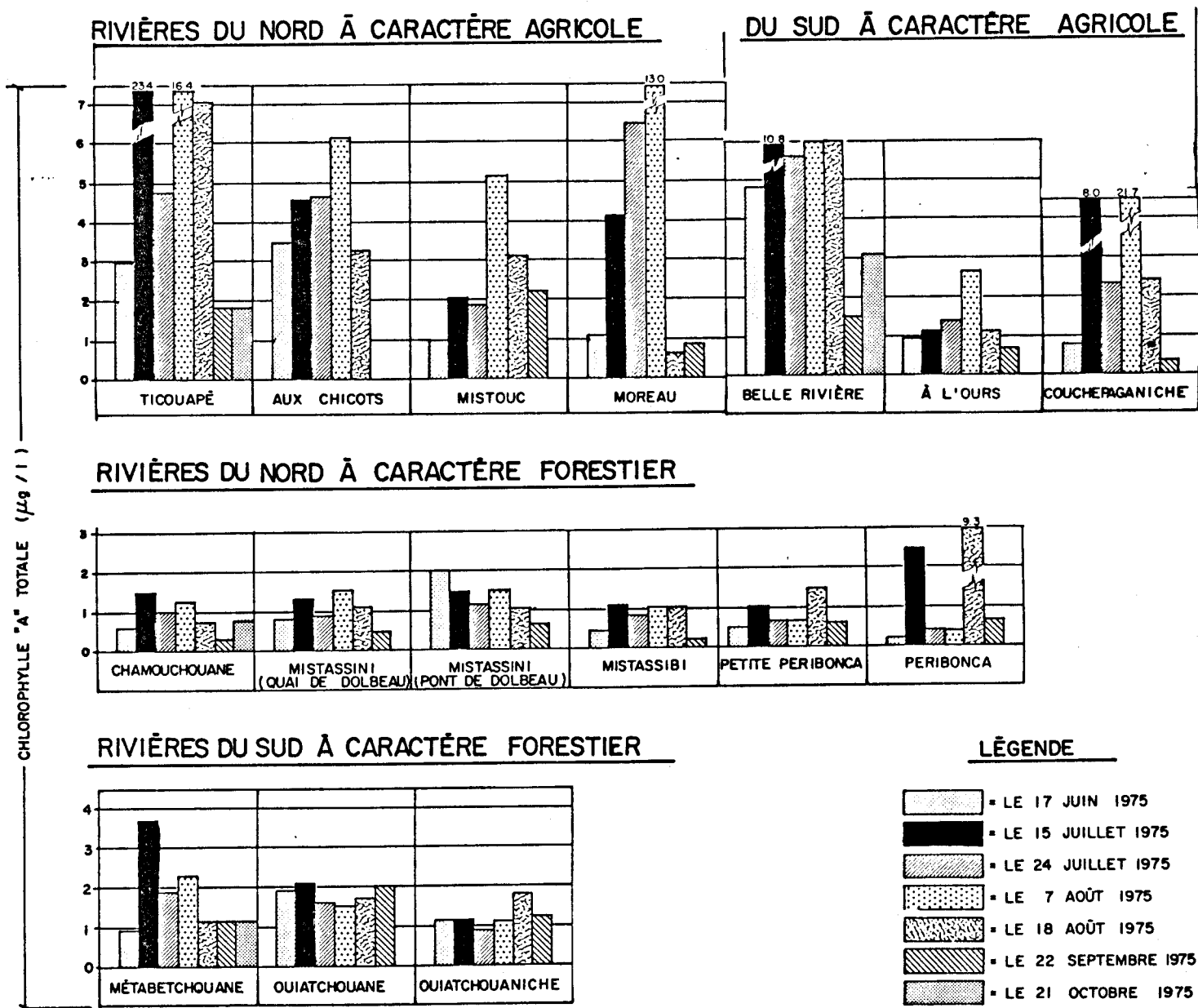
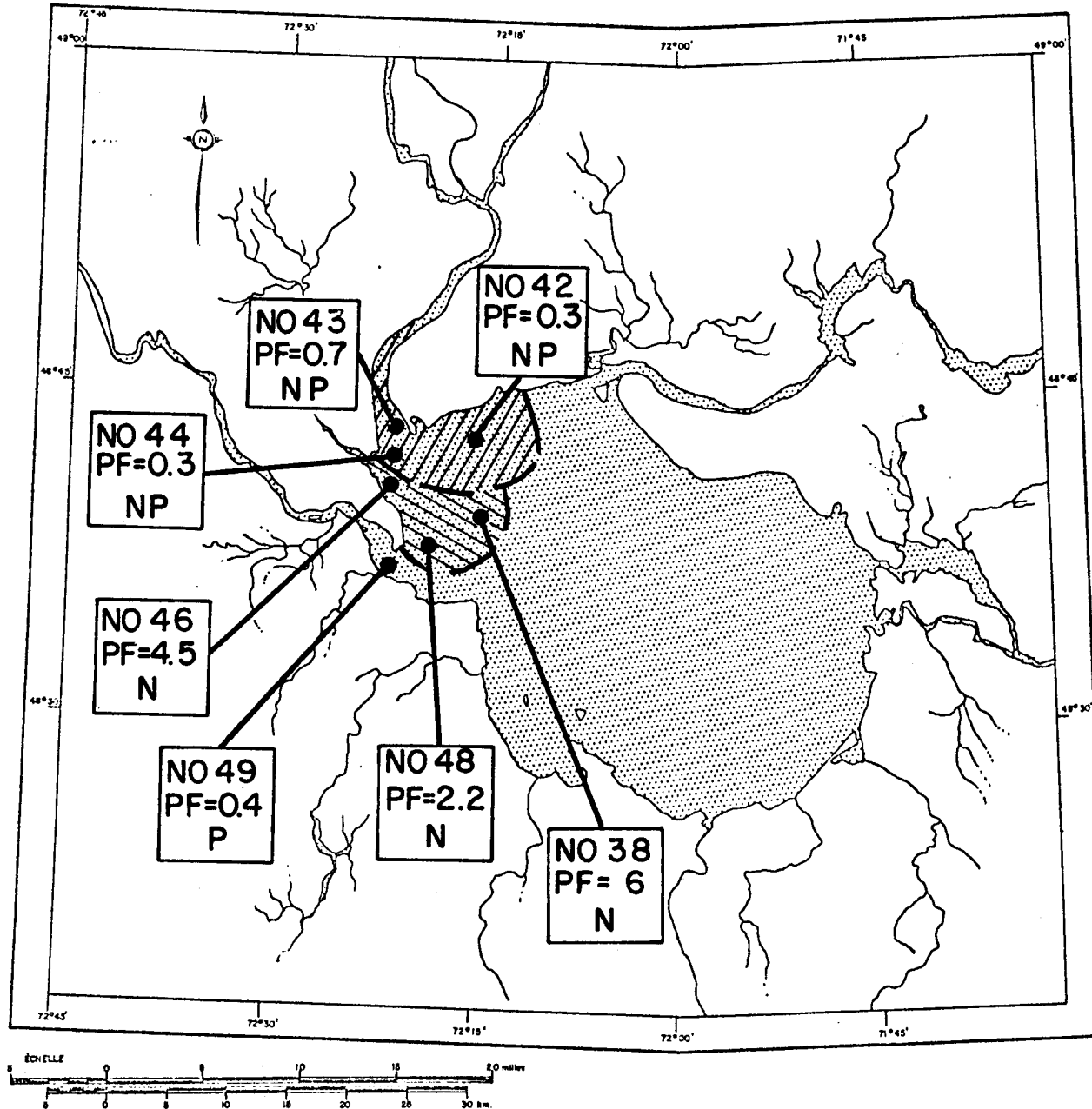


Figure 6.3. Concentration en chlorophylle "a" totale : tributaires du lac Saint-Jean, 1975.

LAC SAINT-JEAN

LEGENDE



PF = Potentiel de fertilité
(mg d'algues / l)

Facteur limitatif :

N = azote

P = phosphore

NP = azote + phosphore

NO = Numéro de la station.

Figure 6.4.

Potentiel de fertilité et facteur limitatif : stations situées sur le lac , 27 juillet 1976.

LAC SAINT-JEAN

LEGENDE

No = Numéro de la station
PF = Potentiel de fertilité
(mg d'algues / l)

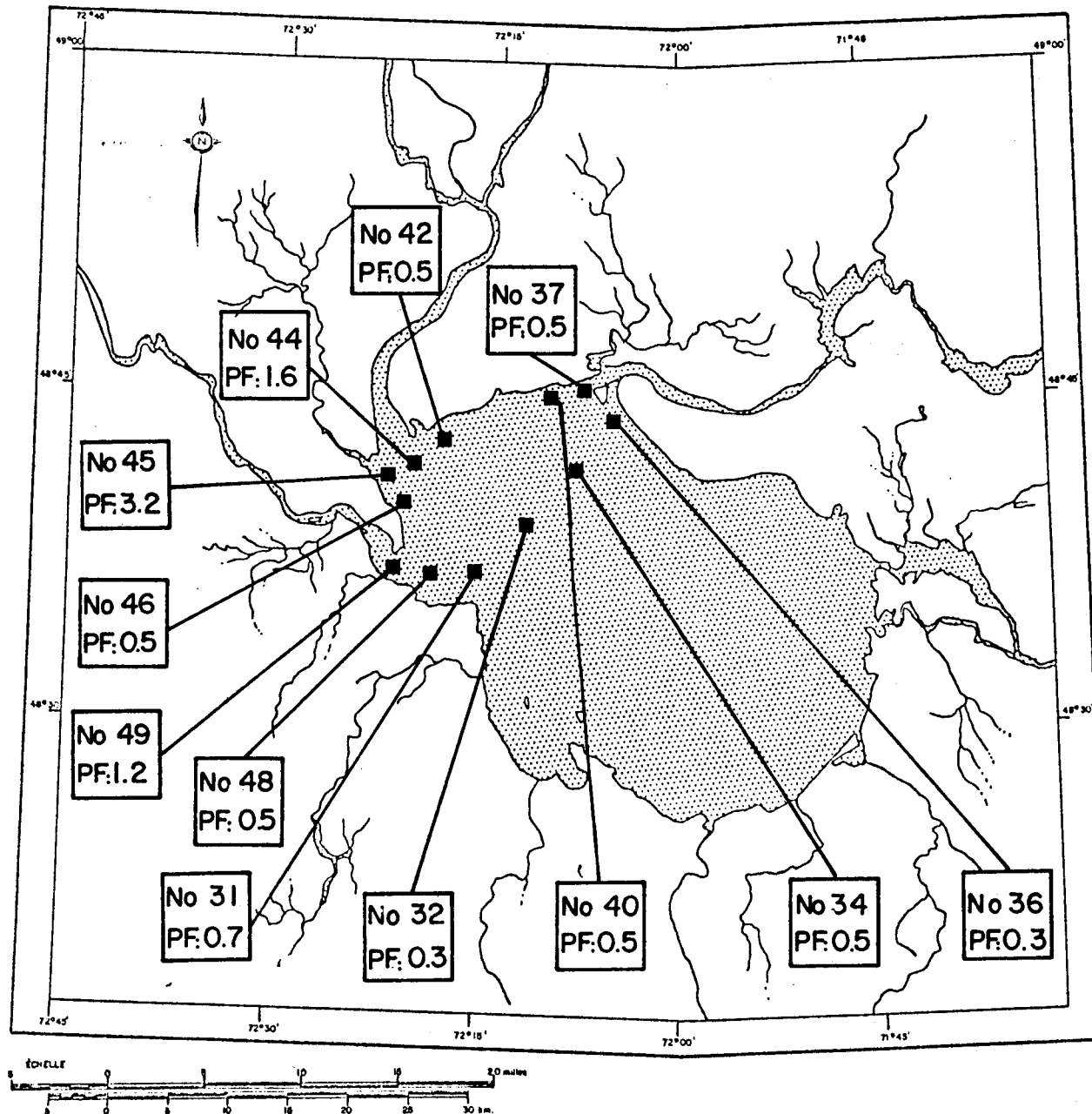


Figure 6.5.

Potentiel de fertilité: stations situées sur le lac, 5 août 1976.

LAC SAINT-JEAN

LEGENDE

NO = Numéro de la station.

PF = Potentiel de fertilité
(mg d'algues / l)

Facteur limitatif :

N = azote

P = phosphore

NP = azote + phosphore

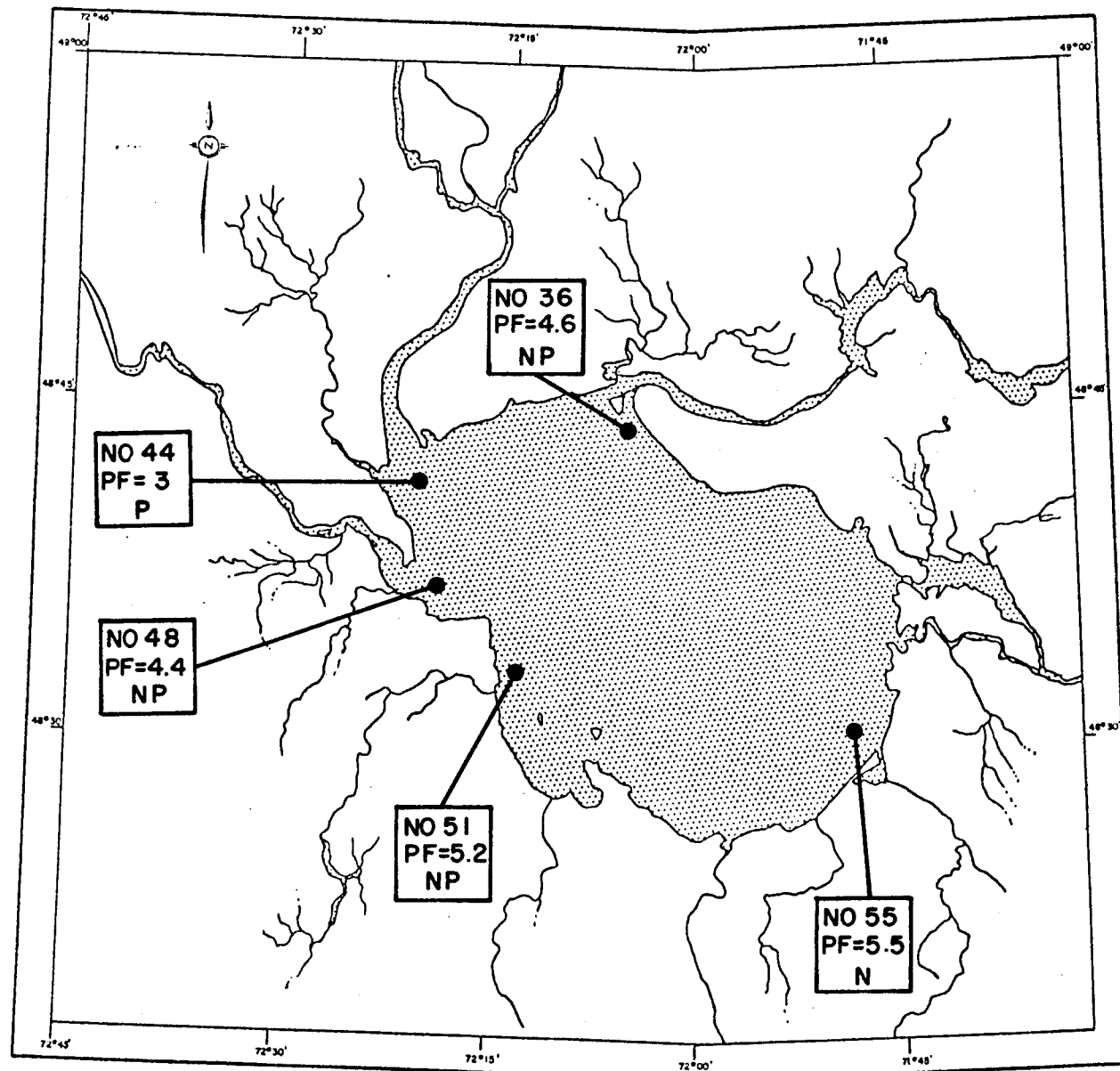


Figure 6.6

Potentiel de fertilité et facteur limitatif : stations situées sur le lac , 18 août 1976.

LAC SAINT-JEAN

LEGENDE

NO = Numéro de la station.
PF = Potentiel de fertilité
(mg d'algues / l)

Facteur limitatif :

N = azote

P = phosphore

NP = azote + phosphore

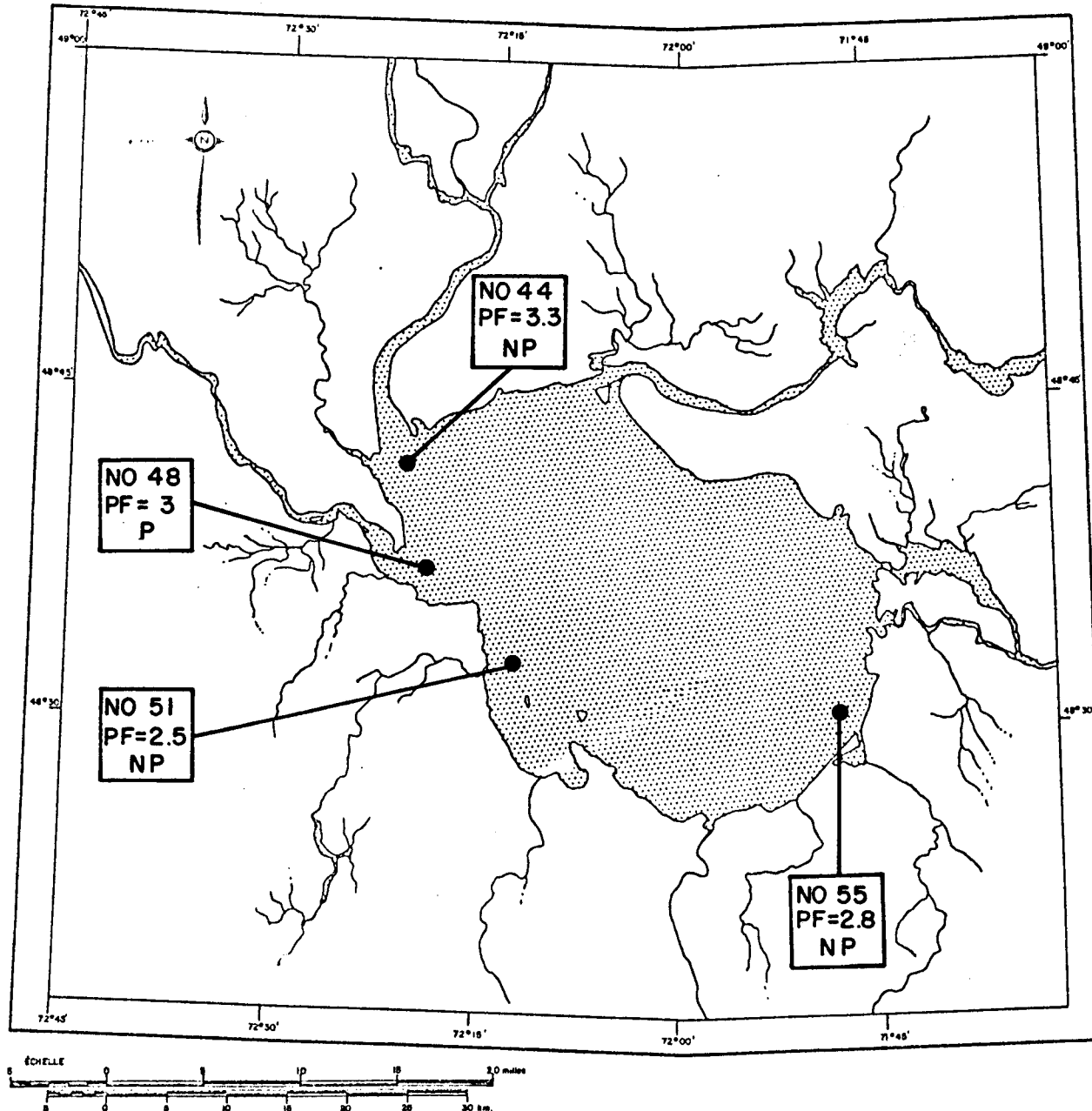
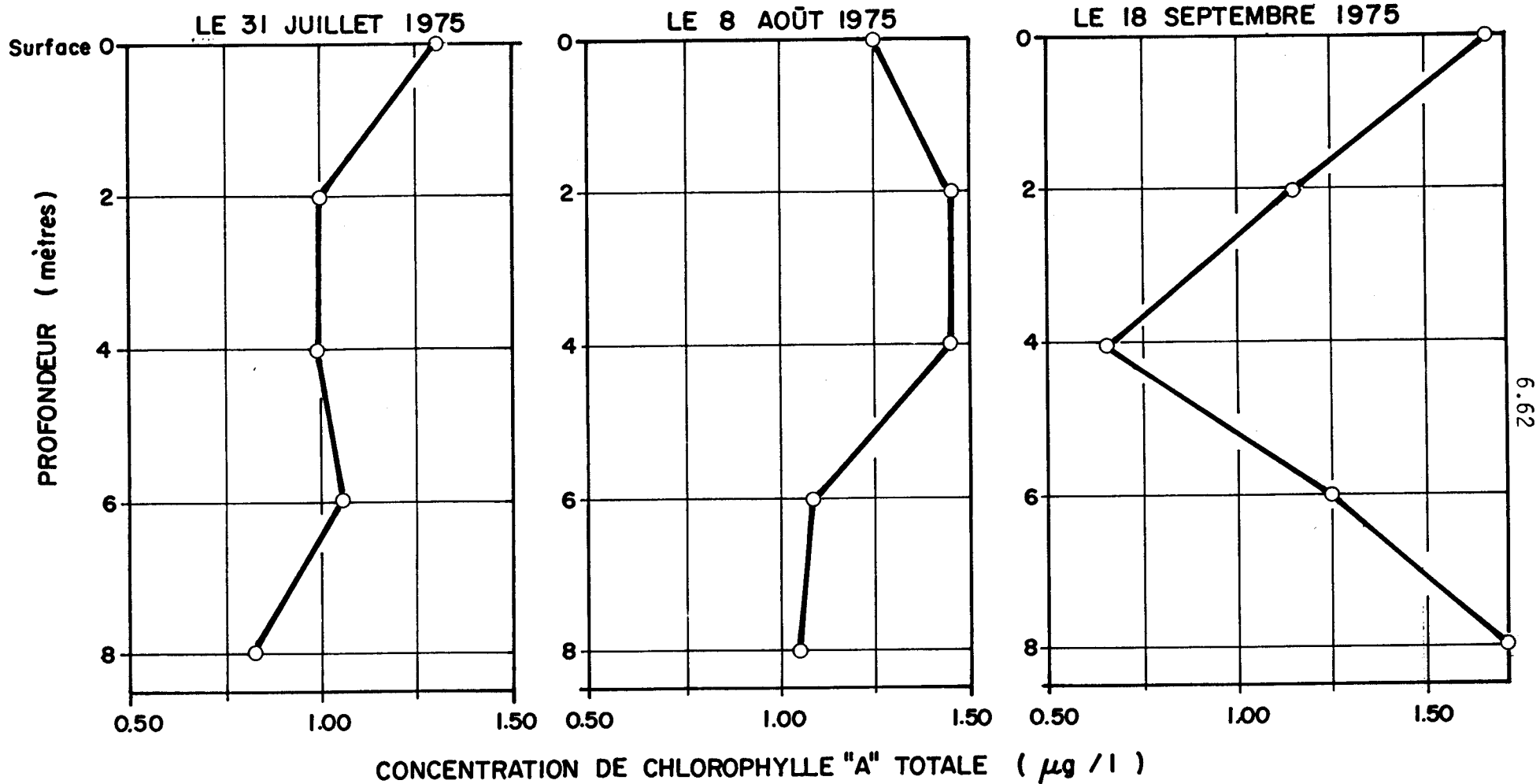


Figure 6.7

Potentiel de fertilité et facteur limitatif : stations situées sur le lac , 24 août 1976 .



6.62

Figure 6. 8 .Évolution des concentrations de chlorophylle "a" totale à différentes profondeurs dans les eaux du lac Saint-Jean : station no 22 .

LAC SAINT-JEAN

LEGENDE

NO = Numéro de la station

x = Valeur minimale de la concentration en chlorophylle active ($\mu\text{g} / \text{l}$)

y = Valeur maximale de la concentration en chlorophylle active ($\mu\text{g} / \text{l}$)

○ = Groupe Belle Rivière

□ = Groupe Péribonca

◇ = Groupe Mistassini

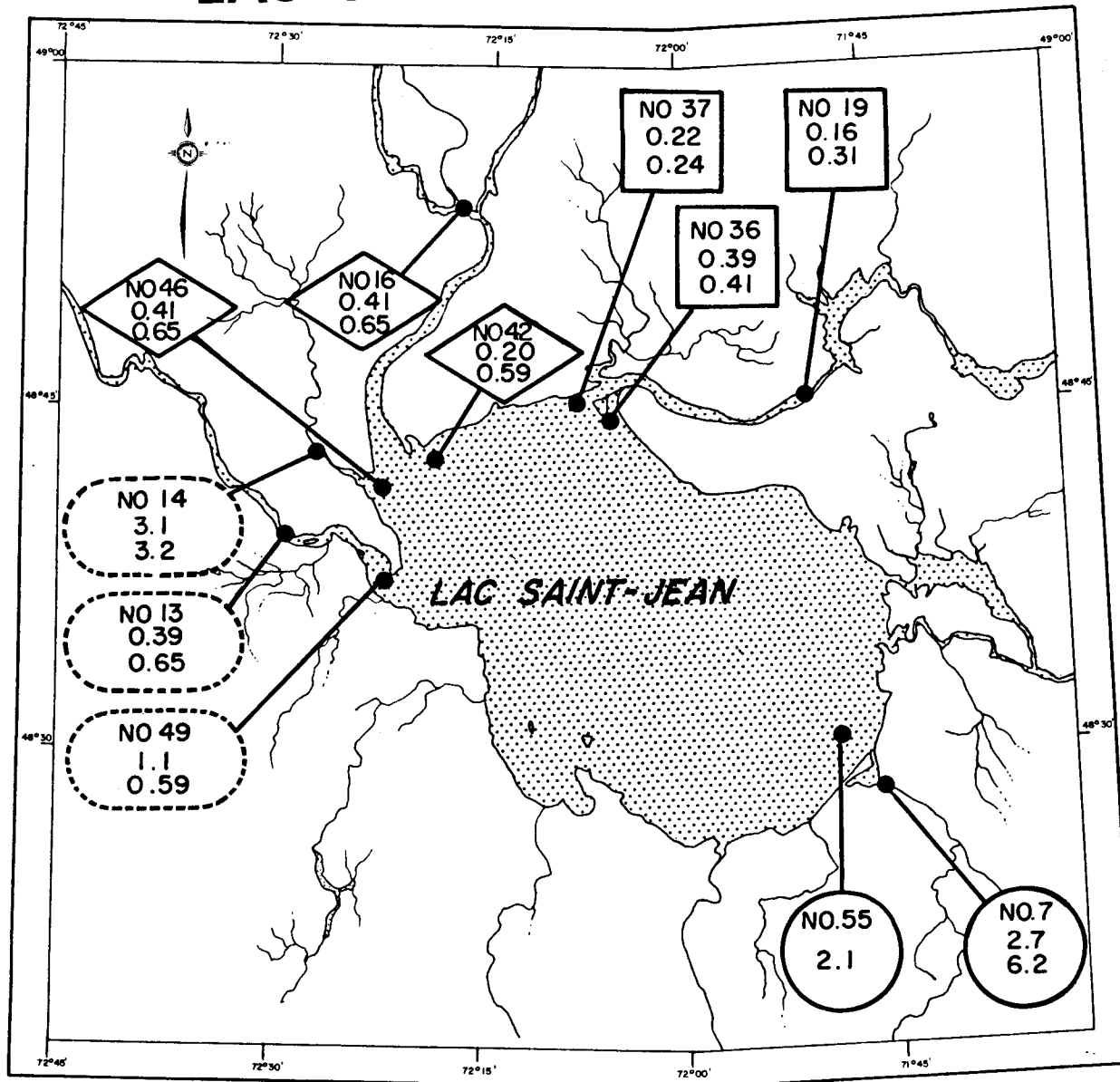


Figure 6.9

Influence des tributaires sur les concentrations en chlorophylle active mesurées sur les eaux du lac Saint-Jean, 1976.

CHAPITRE VII

"APPLICATION TECHNIQUE DE LA TELEDETECTION AUX ETUDES LIMNOLOGIQUES
DU LAC SAINT-JEAN"

par Wanda Sochanska et Jerzy Sochanski¹

¹ Centre de calcul
Université du Québec à Trois Rivières

TABLE DES MATIERES

	<u>PAGE</u>
TABLE DES MATIERES	i
LISTE DES TABLEAUX	iii
LISTE DES FIGURES	v
SOMMAIRE	7.3
1. INTRODUCTION	7.5
2. OBJECTIFS	7.5
3. LE DETECTEUR MULTISPECTRAL A BALAYAGE - MSS	7.6
4. CARACTERISTIQUES DES DONNEES DE BASE	7.6
5. TRAITEMENT DES DONNEES NUMERIQUES	7.7
6. INTERPRETATION DES DONNEES TRANSMISES PAR LANDSAT	7.9
6.1 Première étape - essais préliminaires	7.10
6.2 Deuxième étape - essais de couplage	7.12
6.2.1 Données de contrôle au sol	7.12
6.2.2 Interprétation des données	7.13

	<u>PAGE</u>
6.3 Troisième étape - l'analyse statistique	7.14
7. CONCLUSION	7.17
8. BIBLIOGRAPHIE	7.19

LISTE DES TABLEAUX

	<u>PAGE</u>
7.1 Résultats d'échantillonnage du 21 juin 1976	7.21
7.2 Résultats d'échantillonnage du 24 août 1976	7.22
7.3 Coefficients de corrélation - résultats du 21 juin 1976	7.23
7.4 Coefficients de corrélation - résultats du 24 août 1976	7.24

LISTE DES FIGURES

		<u>PAGE</u>
7.1	Histogramme de la radiance (0 - 255 niveaux) pour la région du lac Saint-Jean observée par LANDSAT-1 le 7 août 1974	7.25
7.2	Relation entre la turbidité et la radiance dans la bande MSS5 (selon Bukata <u>et al.</u> , 1974b)	7.26
7.3	Relation entre la chlorophylle-a et la radiance dans la bande MSS6 (selon Bukata <u>et al.</u> , 1974b)	7.27
7.4	Image du lac Saint-Jean prise par le satellite LANDSAT-1, le 1er juin 1973, dans les bandes MSS5 et MSS6	7.28
7.5	Image du lac Saint-Jean prise par le satellite LANDSAT-1, le 23 septembre 1972, dans les bandes MSS5 et MSS6	7.29
7.6	Image du lac Saint-Jean prise par le satellite LANDSAT-1, le 20 juillet 1974, dans les bandes MSS5 et MSS6	7.30
7.7	Image du lac Saint-Jean prise par le satellite LANDSAT-1, le 21 juin 1976, dans les bandes MSS5 et MSS6	7.31
7.8	Valeurs de la radiance relative MSS5 et de la turbidité pour le lac Saint-Jean, le 21 juin 1976	7.32
7.9	Valeurs de radiance relative (MSS6) et de la chlorophylle-a + phaeophytine pour le lac Saint-Jean le 21 juin 1976	7.33
7.10	Image du lac Saint-Jean prise par le satellite LANDSAT-II, le 24 août 1976, dans les bandes MSS5 et MSS6	7.34
7.11	Valeurs de radiance relative MSS5 et turbidité pour le lac Saint-Jean le 26 août 1976	7.35

		<u>PAGE</u>
7.12	Valeurs de radiance relative MSS6 et chlorophylle-a + phaeophytine pour le lac Saint-Jean le 24 août 1976	7.36
7.13	Valeurs de la turbidité en fonction de la radiance relative MSS5	7.37
7.14	Valeurs de la chlorophylle-a + phaéophytine en fonction de la radiance relative MSS6	7.38

SOMMAIRE

L'analyse numérique des données spectrales du satellite Landsat, enregistrées sur bande magnétique, nous a servi de base pour une étude globale de la diffusion, dans le lac Saint-Jean, des eaux de ses tributaires.

En utilisant une technique d'informatique, on a produit des cartes thématiques en couleurs, pour diverses dates de passage du satellite. Ces cartes démontrent une variabilité spatiale de caractéristiques radiométriques que nous avons tenté de relier à la qualité des eaux.

La comparaison des données spectrales à des mesures "in situ" nous a permis de déterminer que les aires qui présentent une grande réflectance sont celles qui contiennent une concentration plus élevée de solides en suspension, et vice versa. Une relation mathématique entre ces deux types de données a été obtenue par une méthode de régression multiple, rendant possible l'extrapolation de certains paramètres de qualité de l'eau applicables aux régions non échantillonnées. Une image synoptique de l'ensemble du plan d'eau, à un même moment, peut être ainsi obtenue.

Ces recherches nous ont permis de décrire certains épisodes de la dynamique physique ou biologique de ce système. Le faible nombre d'images ne présentant pas un fort taux d'enneigement et les difficultés logistiques liées au couplage à des mesures "in situ" demeurent cependant les principales limitations à l'utilisation de cet outil.

1. INTRODUCTION

La détection du changement de la qualité des eaux des lacs est un aspect important de la gestion de la ressource eau. Les méthodes traditionnelles de mesures ponctuelles demandent beaucoup d'efforts et de temps, et sont aussi très onéreuses. De plus, les mesures ponctuelles se limitent à quelques points spécifiques de mesures. La technique de télédétection permet de mesurer de grandes superficies d'eau, donc de faire l'observation synoptique d'un grand territoire, d'en suivre l'évolution et de comparer les changements dans le temps.

2. OBJECTIFS

Les objectifs de ce travail se subdivisent en trois parties, que l'on peut également assimiler à des étapes.

La PREMIERE ETAPE a été consacrée aux **essais préliminaires**, afin:

- d'évaluer la méthode de télédétection pour la région du lac Saint-Jean;
- de suivre l'évolution temporelle et spatiale du lac;
- d'observer l'influence des conditions météorologiques et hydro-métriques.

La DEUXIEME ETAPE a porté sur les **essais de couplage**; il s'agissait donc:

- de mesurer "in situ" certains paramètres physico-chimiques pendant le survol du satellite Landsat;
- de comparer les résultats d'échantillonnage et les mesures par les capteurs du satellite.

La TROISIEME ETAPE visait à **évaluer les données du satellite** comme outil d'extrapolation de certains paramètres qualitatifs de l'eau de ce lac. L'approche utilisée à ce niveau est essentiellement mathématique (statistique).

3. LE DETECTEUR MULTISPECTRAL A BALAYAGE - MSS

Les satellites Landsat sont équipés d'un détecteur à balayage MSS (Multispectral scanner), ayant des capteurs pour quatre bandes spectrales, deux dans le spectre visible et deux dans le spectre infrarouge. Les caractéristiques de ces capteurs sont résumées comme suit:

Nombre de bandes spectrales :	4
Longueurs d'ondes des bandes:	MSS4 0.5-0.6 μm
	MSS5 0.6-0.7 μm
	MSS6 0.7-0.8 μm
	MSS7 0.8-1.1 μm
Nombre de capteurs/bande :	6
Longueur de balayage au sol :	185 km
Résolution spatiale :	~ 79 m \times 57 m
Résolution radiométrique :	8 bits (256 niveaux)

Les informations sont transmises numériquement et enregistrées sur une bande magnétique, ou converties en un produit photographique.

4. CARACTERISTIQUES DES DONNEES DE BASE

Les utilisateurs ont à leur disposition des photographies ou bien des données numériques enregistrées sur bande magnétique.

Les photographies sont disponibles en noir et blanc, représentent une seule courbe spectrale, ou en fausses couleurs, constituant la résultante de la combinaison de trois bandes spectrales. Ces photos représentent plusieurs informations captées par le détecteur multispectral (MSS), mais pas toutes. Pour l'eau, surtout dans les bandes MSS6 et MSS7, la radiance

est à un très bas niveau et les variations de la brillance sont perdues dans les teintes foncées de la photo. Pour les bandes MSS4 et MSS5, l'effet de diffusion atmosphérique réduit considérablement le contraste. De plus, le changement dû au processus de reproduction photographique cause des changements de contraste et de brillance d'une photo à l'autre. Cela veut dire qu'on ne peut pas faire de comparaison de niveau de gris pour une même vue¹ entre différentes dates.

Une image, enregistrée sur bande magnétique, fournit les données originales obtenues du satellite, c'est-à-dire toutes les informations de radiance reçues par le détecteur multispectral dans quatre bandes. Il est important de savoir que l'enregistrement sur la bande magnétique se fait avec une résolution de 9 bits (256 niveaux de gris), le produit photographique ne pouvant représenter seulement qu'une fraction de cette résolution (16 niveaux de gris). Il est donc clair que, pour obtenir une plus grande précision radiométrique, il faut utiliser les données numériques.

5. TRAITEMENT DES DONNEES NUMERIQUES

Pour le lac Saint-Jean, la plus grande limitation dans l'utilisation de l'information transmise par les satellites découle de la rareté des images dégagées de nuages aux dates déterminées de leur passage.

Les analyses ont été effectuées sur des données multispectrales pour six dates différentes dans la première étape et deux dates dans la deuxième. Ces données ont été enregistrées sur des bandes magnétiques de neuf pistes et 800 b.p.i. Les images ont été recueillies entre le 5 septembre 1972 et le 24 août 1976.

¹ Une vue couvre le territoire compris dans un carré de 185 km de côté.

<u>No d'image</u>	<u>La date</u>
1044 - 15161	5 septembre 1972
1062 - 15161	23 septembre 1972
1313 - 15112	1er juin 1973
10727- 15023	20 juillet 1974
1745 - 15015	7 août 1974
11051- 14491	9 juin 1975
11429- 14251	21 juin 1976
20580- 14562	24 août 1976

Un ordinateur CYBER-70 et des programmes écrits en ASSEMBLEUR (COMPASS) et en FORTRAN ont permis:

- de lire les données;
- de localiser une partie d'image;
- d'effectuer des opérations mathématiques sur les données;
- d'imprimer une image:
 - a) soit à l'aide d'une imprimante standard couplée à l'ordinateur et de caractères alphanumériques, formant une échelle des gris reliés au niveau de radiance. Cependant, à cause de la distorsion entre la hauteur et la largeur des caractères, l'image est déformée;
 - b) soit à l'aide d'un tracteur de courbe (Sochanski et Sochanska, 1977), ce qui permet d'obtenir une carte en couleurs, les dernières étant choisies pour représenter différentes valeurs des radiances. On peut facilement effectuer un agrandissement de l'image, tout en gardant les proportions justes.

D'abord, il faut identifier les parties du territoire recouvertes d'eau. Pour ce faire, on utilise la bande MSS7, où la radiance de l'eau est minimale. La propriété de l'eau pour ces longueurs d'ondes permet de différencier les parties d'images représentant la surface de l'eau ou de la terre. A partir de l'histogramme (figure 7.1) et des valeurs de la radiance de cette bande, on choisit un niveau correspondant aux nappes d'eau. Pour des valeurs enregistrées en 8 bits (0 à 255), ce niveau se situe entre 4 et 12. Grâce à cette "fenêtre", on ne conserve en mémoire que les points d'image où les valeurs de réflectance dans la bande MSS7 y sont inférieures ou égales.

6. INTERPRETATION DES DONNEES TRANSMISES PAR LANDSAT

Les radiances mesurées par le satellite des différentes classes d'eau sont variables en fonction de deux facteurs principaux: d'une part, les conditions atmosphériques (ex.: la vapeur d'eau en suspension dans l'air), d'autre part, les caractéristiques physico-chimiques de l'eau. La diminution de l'intensité de radiance dans les spectres visibles peut être due aux effets de brume dans l'atmosphère. La brume a un effet d'atténuation maximal pour une longueur d'ondes visible dans le bleu et un effet minimal dans l'infrarouge.

La radiance enregistrée est aussi fonction de l'absorption et de la diffusion dans l'eau, dépendant des longueurs d'ondes. En général, la radiation ultraviolette est réfléchiée directement de la surface. Certaines longueurs en spectre visible pénètrent dans l'eau et les longueurs d'ondes infrarouges sont presque entièrement absorbées dans la partie supérieure de l'eau.

Dans l'eau pure, avec une transmission de lumière de 50%, les profondeurs de pénétration varient d'une bande spectrale à l'autre. Selon Strong (1974), les profondeurs de pénétration de la lumière correspondant aux bandes MSS4, 5, 6 et 7 sont respectivement de plus de 10, 2.5, 0.5 et 0.2 mètres. Dans une eau très turbide, ces profondeurs sont plus considérablement réduites. La lumière n'est pas affectée uniquement par l'influence de l'eau

pure qu'elle traverse, mais aussi par l'absorption et la diffusion dues à la présence de matière en solution ou en suspension. Cette modification de la lumière peut servir comme moyen d'investigation de certains paramètres de la qualité de l'eau.

En se basant sur les résultats de plusieurs travaux effectués par traitement numérique des données spectrales: Bukata et Bruton (1974a; 1974b), Bukata et al. (1974a; 1974b), Wezernark et al. (1976), McNeil (1974), Sly (1974) et Grower et Daniel (1974), **il est certain qu'un satellite peut transmettre les informations nécessaires pour suivre le changement temporel et spatial d'une masse d'eau.** Les figures 7.2 et 7.3 montrent les relations obtenues par Bukata. et al. (1974b) pour le lac Ontario. **Ces auteurs ont trouvé une relation significative entre la turbidité de l'eau et la radiance dans la bande MSS5, ainsi qu'entre la concentration de chlorophylle et la radiance dans la bande MSS6.**

6.1 Première étape - essais préliminaires

Comme il a été mentionné précédemment (section 1), cette étape est essentiellement consacrée aux essais préliminaires réalisés à l'aide des images présélectionnées et présentées en 5. Nous allons donc élaborer quelque peu sur les résultats de ces essais. Il faut noter ici que les interprétations auxquelles nous nous sommes livrées prennent la forme d'hypothèses de travail, au plus de postulats.

Une analyse des résultats du traitement numérique des données multispectrales du satellite Landsat, pour trois dates, telles qu'elles sont présentées aux figures 7.4, 7.5 et 7.6, fait apparaître la configuration de zones de différentes radiances dans le lac Saint-Jean. Selon la carte bathymétrique du lac, la partie nord-ouest est une zone de faible profondeur, caractérisée par la présence de sédiments apportés par les rivières Péribonca, Mistassini, Ticouapé et Chamouchouane. La partie sud-est est plus profonde.

L'image du 1er juin 1973 (figure 7.4) a été prise pendant une période de crue. L'eau dans le lac était trouble, comme l'indique la couleur rouge, dans la bande MSS5. **Dans la bande MSS6 de cette image, apparaît ce qui nous semble une spirale d'Archimède, prenant sa source dans le courant de la rivière Mistassini.**

Dans l'hémisphère nord, ce courant tourne à droite, décrivant un cercle de rayon (r_i). Le rayon de ce cercle dépend de la vitesse du courant (u) et de la latitude géographique (ϕ) (Hutchinson, 1957).

$$r_i = \frac{u}{2\Omega \sin \phi} \dots\dots\dots 7.1$$

Ω -vitesse angulaire de la rotation de la Terre =
 0.79×10^{-4} radians sec^{-1} .

La période de rotation (T_p) d'un tel courant est donnée par l'équation:

$$T_p = \frac{\pi}{\Omega \sin \phi} \dots\dots\dots 7.2$$

A la latitude de 30° , cette période est approximativement de 24 heures.

La figure 7.5 montre le même phénomène de spirale d'Archimède dans la région de la rivière Péribonca (partie nord du lac), laquelle a été observée le 23 septembre 1972, dans les bandes MSS5 et MSS6.

L'image du 20 juillet 1974 (figure 7.6) montre une zonation de différentes radiances dans la partie sud-est du lac, ce qu'on peut interpréter comme une augmentation de la concentration de solides en suspension dans cette région, apportée soit par le vent qui était, au moment de la prise de l'image, de 16 m/h, de provenance nord-ouest, soit par le phénomène de seiche influencé par le vent ou le changement de la pression atmosphérique, ce qui cause une oscillation du lac.

Le 20 juillet 1974, la région nord-ouest était couverte par les nuages (taches blanches sur la figure 7.6), ce qui rend difficile l'interprétation de cette région. Dans la partie sud-est, on note une grande accumulation de solides en suspension.

Le 23 septembre 1972 (figure 7.5), l'eau, dans la majeure partie du lac, paraît être assez homogène, sauf dans les zones riveraines, à proximité de la Petite Décharge (Est), des rivières Péribonca, Mistassini, Ticouapé et Chamouchouane, de la baie de Chambord, des embouchures des rivières Métabetchouane et Belle Rivière, qui présentent une radiance plus élevée par rapport au lac.

6.2 Deuxième étape - essais de couplage

Après les études qualitatives des images Landsat que nous venons de présenter ci-haut, nous avons établi un programme de mesures des paramètres physico-chimiques de l'eau du lac pour l'été 1976, en synchronisme avec le passage du satellite. Ensuite, nous avons tenté de relier ces paramètres aux radiances mesurées par les capteurs des satellites. Ces opérations constituaient la deuxième étape de l'étude. Malgré un vaste programme de mesures au sol, nous n'avons pu prendre en considération que deux images, à cause de la nébulosité élevée qui a caractérisé cette saison d'échantillonnage.

6.2.1 Données de contrôle au sol

L'hypothèse de travail retenue consistait à établir les caractéristiques spectrales des radiances pour diverses classes d'eau, représentant une certaine variabilité. Pour ce faire, on a choisi les sites d'échantillonnage de telle sorte qu'une gamme probable de valeurs de concentrations de solides en suspension, par exemple, soit obtenue pour la date de survol du satellite.

Les stations de contrôle au sol ont été choisies à la suite des études de l'étape 1 et établies dans les régions du lac suivantes:

- région 1: le nord-ouest du lac (figure 7.7);
- région 2: la région de Roberval (figure 7.10, station 3);
- région 3: les embouchures des rivières Chamouchouane (station 4), Mistassini (station 5) et Péribonca (station 6), le centre du lac (la station 2: vis-à-vis du point le plus profond du lac).

A chaque jour de survol des satellites Landsat (intervalle de neuf jours), une équipe était sur place pour prendre les mesures dans la région 1 (orbite 15¹), et les régions 2 et 3 (orbite 16). A cause de la nébulosité fréquente, nous ne disposons de données que pour deux jours, le 21 juin 1976 (prélèvements effectués dans la région 1) et le 24 août 1976 (prélèvements effectués dans la région 2). En plus, le 21 juin, une très mince couche de nuage a couvert une partie du lac, ce qui rend difficile l'interprétation des données dans certaines régions mesurées.

Les paramètres mesurés ont été: la turbidité, la concentration de chlorophylle-a, la température de l'eau, la conductivité, le pH, la profondeur du disque de Secchi et l'oxygène dissous.

6.2.2 Interprétations des données

Le 21 juin 1976, les prélèvements ont été faits à partir de Saint-Prime, parallèlement à la rive, vers l'embouchure de la rivière Péribonca. Ensuite, retour en ligne droite vers Saint-Prime. Ainsi, nous avons eu 16 points d'échantillonnage. La température de l'air était de 25°C, la vitesse des vents du sud-est de 3 km/h, la nébulosité de 1%, une mince couche de nuage couvre une partie du nord-ouest du lac (région mesurée). La figure 7.7 montre l'image du satellite dans les bandes MSS5 et MSS6, avec la localisation des points de mesure.

¹ Il est à noter que ces survols (orbites 15 et 16) s'effectuaient à un jour d'intervalle.

Les valeurs des paramètres physico-chimiques et des radiances captées par le satellite sont présentées au tableau 7.1.

La figure 7.8 montre une comparaison entre la radiance relative dans MSS5 et la turbidité pour l'ensemble des stations de mesures, le 21 juin 1976, tandis que la figure 7.9 montre une comparaison entre la radiance relative dans la bande MSS6 et les mesures de chlorophylle-a (phaéophytine incluse) pour l'ensemble des stations de mesures à la même date. L'interprétation de ces derniers résultats est difficile à cause des nuages. On peut prendre en considération seulement les valeurs des stations 12 à 16.

Les résultats du traitement numérique des données multispectrales pour le 24 août 1976, dans les bandes MSS5 et MSS6, sont présentés à la figure 7.10, avec la localisation des stations d'échantillonnage. Le tableau 7.2 indique les valeurs des paramètres physico-chimiques et de la radiance dans les bandes MSS5 et MSS6. La figure 7.11 montre les courbes de radiance dans la bande MSS5 et de turbidité en fonction des stations d'échantillonnage, tandis que la figure 7.12 montre les courbes de radiance dans la bande MSS6 et les concentrations de chlorophylle-a (phaéophytine incluse) versus les stations d'échantillonnage. La figure 7.13 montre les mêmes résultats que la figure 7.11, mais présentés d'une autre manière, c'est-à-dire la turbidité en fonction des radiances MSS5. De la même manière, la figure 7.14 présente une relation entre la chlorophylle-a (phaéophytine incluse) et les radiances dans la bande MSS6. Ces figures laissent croire qu'il y a une forte relation entre les radiances et les paramètres échantillonnés.

6.3 Troisième étape - l'analyse statistique

Malgré le peu de données de contrôle au sol, nous avons tenté une analyse statistique pour ces valeurs. Le tableau 7.3 montre les valeurs des coefficients de corrélation pour le 21 juin 1976, et le tableau 7.4 fait de même pour les valeurs du 24 août 1976.

Ces coefficients de corrélation pour le 21 juin 1976 sont assez faibles, à cause de la présence de nuages. Par contre, pour le 24 août 1972, le coefficient de corrélation (r) entre la radiance dans la bande MSS5 et la turbidité est de 0.96. Pour la radiance dans la bande MSS6 et la chlorophylle, le coefficient de corrélation atteint 0.98.

A cause du petit nombre d'échantillons, il est difficile d'établir une relation mathématique entre ces paramètres. Nous avons donc essayé d'appliquer plusieurs modèles proposés dans la documentation scientifique. Il nous semble que le modèle proposé par une équipe de l'Université du Wisconsin (Scherz et al., 1975) est l'un des plus représentatifs pour le lac Saint-Jean.

Pour l'analyse mathématique, nous avons trouvé les coefficients établissant la relation entre la turbidité et les radiances dans la bande MSS5, ce qui a donné:

$$T_u = 0.000004 R^{4.6}$$

Par la méthode de la régression multiple, nous avons tenté de trouver des relations entre la turbidité, la chlorophylle-a et la phaéophytine (prises ensemble) et les radiances dans les bandes MSS5 et MSS6.

Pour la bande MSS5, la relation est la suivante:

$$R_5 = 11.91 + 2.158T_u + 1.07C - 0.86P$$

et pour la bande MSS6:

$$R_6 = 7.39 + 2.17P + 1.42C + 0.18T_u$$

où

T_u = turbidité

P = phaéophytine

C = chlorophylle

R5 = radiance dans la bande MSS5

R6 = radiance dans la bande MSS6.

7. CONCLUSION

Les données multispectrales obtenues par les satellites Landsat-1 et 2 ouvrent des possibilités pour étendre à l'ensemble d'une masse d'eau des données échantillonnées sur le terrain. En effet, certaines caractéristiques, telles que la chlorophylle et les sédiments en suspension, démontrent une corrélation acceptable avec les valeurs de réflectance captées par les satellites.

Cependant, pour le lac Saint-Jean, la sensibilité des instruments de télédétection demeure près de la limite des variations de réflectance attribuables aux paramètres limnologiques. Par ailleurs, le caractère objectif que l'on sera porté à accorder à ces interprétations demeure lié à un certain nombre d'hypothèses de base, telles que l'homogénéité régionale de la composition de l'atmosphère, la rugosité de la surface de l'eau, l'angle d'incidence du soleil, pendant le passage du satellite. Une autre réserve vient s'ajouter à l'usage de cet outil; il s'agit de la non-représentativité dans le temps des informations obtenues à partir des images: d'abord, elles sont rares, à cause de la nébulosité; ensuite, elles ne représentent que les épisodes météorologiques caractérisés par l'absence de nuages.

Il ne faut donc pas attendre de ce type d'information plus qu'il ne puisse donner (ex.: une indication absolue du degré de pollution). Mais, une fois ces réserves faites, il n'en demeure pas moins que cet outil peut nous être d'un précieux secours pour mettre en évidence les grands patrons hydrodynamiques agissant à la surface d'un lac, la provenance et la destination des eaux des tributaires lorsqu'ils se dissipent dans un lac; enfin, à condition de disposer de données "in situ", il peut aider à extrapoler dans l'espace certains caractères limnologiques mentionnés précédemment. Somme toute, il s'agit d'un outil parmi d'autres, que l'on doit développer dans le but de mieux gérer nos ressources lacustres.

8. BIBLIOGRAPHIE

- ADIGUN ADE ABIODUN. (1976).
Satellite survey of particulate distribution patterns in Lake Kainji.
Remote Sensing of Environment, 5: 109-123.
- BUKATA, R.P. and J.E. BRUTON. (1974a).
The application of telemetered ERTS data to lakes research. Second
Canadian Symposium on Remote Sensing, Guelph, Ontario, pp. 496-506.
- BUKATA, R.P. and J.E. BRUTON. (1974b).
Digital classifications of the water regimes comprising Lake Ontario.
Second Canadian Symposium on Remote Sensing, Guelph, Ontario, pp. 627-
637.
- BUKATA, R.P., W.S. HARAS and J.E. BRUTON. (1974a).
Space observations of lake coastal processes in Lake Huron and Lake St-
Clair. Second Canadian Symposium on Remote Sensing, Guelph, Ontario,
pp. 531-549.
- BUKATA, R.P., C.P. HARAS and J.E. BRUTON. (1974b).
The detection of suspended solids and chlorophyll-a utilizing digital
multispectral ERTS-1 data. Second Canadian Symposium on Remote Sensing,
Guelph, Ontario, pp. 552-564.
- EARTH RESOURCES TECHNOLOGY SATELLITE DATA.
User's methodology. Department of Energy, Mines and Resources, Canada
Center for Remote Sensing.
- GROWER, J.F.R and J. DANIEL. (1974).
Water colour-measurements using ERTS-1 computer compatible tapes. Se-
cond Canadian Symposium on Remote Sensing, Guelph, Ontario, pp. 507-
513.
- HUTCHINSON, G.E. (1957).
A treatise on limnology. Ed. John Wiley & Sons Inc., New York, 1.
- MCCLUNEY, W.R. (1976).
Remote measurement of water color. Remote Sensing of Environment, 5: 3-
33.
- MCNEIL, W.R. and K.P.B. THOMSON. (1974).
Remote measurement of water color and its application to water quality
surveillance. Conf. on Earth Resources Observation, Tallhome, Tenness.
- MCNEIL, W.R. (1974).
Quantitative water colour measurement by remote sensing. Second Cana-
dian Symposium on Remote Sensing, Guelph, Ontario, pp. 710-715.
- ROCHON, G. (1975).
Etude méthodologique de l'évolution et de la classification des lacs par
satellite. Rapport CRE-75/76, Université Laval, Québec.

- SCHERZ, J.P., D.R. CRONE and R.H. ROGERS. (1975).
Classifying and monitoring water quality by use of satellite imagery.
ASP Symposium, Phoenix, Ariz.
- SOCHANSKI, J. et W. SOCHANSKA. (1977).
Cartographie automatique en couleur à partir des données fournies par
les satellites des ressources terrestres Landsat. 45ième Congrès de
l'ACFAS, Trois-Rivières, Québec.
- SLY, P.G. (1974).
Limnological aspects of suspended solids. Second Canadian Symposium on
Remote Sensing, Guelph, Ontario, pp. 707-709.
- STRONG, A.E. (1974).
Remote sensing of algal blooms by aircrafts and satellite in Lake Erie
and Utan Lake. Remote Sensing of Environment, 3: 99-107.
- WEZERNAK, C.T., F.J. TANIS and C.A. BAIZA. (1976).
Trophic state analysis of Inland Lakes. Remote Sensing of Environment,
5: 147-165.

TABLEAU 7.1 Résultats d'échantillonnage du 21 juin 1976.

No STATION	LIEU	TURBIDITE N.T.U.	CHLOROPHYLLE-a µg/l	PHAEOPHYTINE µg/l	TEMPERATURE - EAU °C	INVERSION DE LA PROFONDEUR SECCHI	CONDUCTIVITE µmho/cm	pH	RADIANCE RELATIVE MSS5 (0-255)	RADIANCE RELATIVE MSS6 (0-255)
1	Embouchure de la rivière Chamouchouane	0.41	1.246	.75	20.0	150	----	6.4	14	13
2	Sud de la pointe entre Ticouapé et Chamouchouane	1.30	0.78	.47	20.0	---	11.0	6.65	16	13
3	Embouchure de la rivière Ticouapé	0.71	1.21	.62	19.0	188	10.0	6.4	14	12
4	Embouchure Mistassini - Ticouapé	0.52	1.21	.78	19.0	---	10.0	6.1	14	13
5	Centre de l'embouchure Mistassini - Île aux Pins	0.30	0.67	.46	18.5	175	9.0	6.17	13	12
6	Est de l'embouchure de Mistassini	0.29	0.48	.35	----	---	8.0	6.1	13	12
7	Est de la baie de Ptarmigan	0.45	0.46	.34	19.5	200	8.0	6.1	14	13
8	Ruisseau Ptarmigan	0.67	0.82	.66	----	162	8.0	6.12	16	15
9	Ruisseau Savard	0.34	0.30	.28	16.5	200	8.0	6.22	15	15
10	Rive nord de la traverse Përibonca - Saint-Prime	0.54	0.24	.20	15.0	200	8.0	6.15	16	16
11	Sud-est de l'île Bouliane	0.30	0.52	.45	18.0	200	9.9	6.65	13	11
12	Rive sur de la traverse Saint-Prime - Përibonca	0.54	0.52	.42	18.0	200	9.9	6.35	13	10
13	Rive sud de la traverse Saint-Prime - Përibonca	0.49	0.59	.44	19.0	250	9.9	6.45	13	10
14	Rive sud de la traverse Saint-Prime - Përibonca	0.34	0.677	.49	20.0	200	11.0	6.35	12	10
15	Rive sud de la traverse Saint-Prime - Përibonca	0.37	0.81	.55	20.0	200	11.9	6.63	12	10
16	Rive sud de la traverse Saint-Prime - Përibonca	0.51	0.74	.44	20.0	150	12.9	6.7	13	11

TABLEAU 7.2 Résultats d'échantillonnage du 24 août 1976.

No STATION	LIEU	TURBIDITE N.T.U.	CHLOROPHYLLE-a µg/l	PHAEOPHYTINE µg/l	TEMPERATURE - EAU °C	OXYGENE DISSOUS cm	CONDUCTIVITE µmho/cm/mho/cm	pH ⁺	RADIANCE RELATIVE MSS5 (0-255)	RADIANCE RELATIVE MSS5 (0-255)
1	Rive est, Saint-Gédéon centre	1.7	2.46	1.1	19.8	8.32	30	7.15	--	--
2	Station centrale du lac Saint-Jean	0.7	0.55	0.31	19.5	8.48	29	7.10	14	9
3	Rive ouest, Roberval centre	1.2	1.73	1.0	20.0	8.48	40	7.05	16	12
4	Sud de la pointe entre la Ticouapé et la Chamouchouane	1.4	1.14	0.76	20.5	8.00	33	7.13	16	11
5	Centre de l'embouchure de la Mistassini - île aux Pins	1.3	1.52	0.87	19.5	7.52	31	6.7	16	12
6	Sud-est de l'île aux Pins	1.4	0.92	0.56	17.2	9.26	16	6.65	16	12

TABLEAU 7.3 Coefficients de corrélation - résultats du 21 juin 1976.

	MSS6	TURBIDITE	TEMPERATURE DE L'EAU	CONDUCTIVITE	+ pH	INVERSION DE LA PROFONDEUR SECCHI	CHLOROPHYLLE a	PHAEOPHYTINE
MSS5	.6325	.5393	.2895	-.3264	-.3139	.0926	-.4123	-.8942
MSS6		.2680	.1829	-.3806	-.2256	.0586	-.4376	-.8740
Turbidité			.5951	.0809	.6101	.1688	-.0260	-.5782
Température - eau				-.3599	.4801	-.5890	-.1091	-.3157
Conductivité					.4378	.7914	.9066	.4063
pH						.0936	.4629	.1711
Inversion de la profondeur Secchi							.5034	-.0753
Chlorophylle								.5268

TABLEAU 7.4 Coefficients de corrélation - résultats du 24 août 1976.

	MSS6	TURBIDITE	TEMPERATURE DE L'EAU	CONDUCTIVITE	+ pH	OXYGENE DISSOUS	CHLOROPHYLLE a	PHAEOPHYTINE
MSS5	.7716	.9587	-.0639	.0511	-.4025	-.1141	.7397	.8039
MSS6		.5919	.4011	.5867	-.1381	-.5550	.9798	.9827
Turbidité			-.1681	-.1567	-.4358	-.0477	.5272	.6197
Température - eau				.9017	.7751	-.7227	.3482	.3901
Conductivité					.6504	-.5937	.6062	.6000
pH						-.1689	-.1246	-.0664
Oxygène dissous							-.4237	-.4293
Chlorophylle								.9854

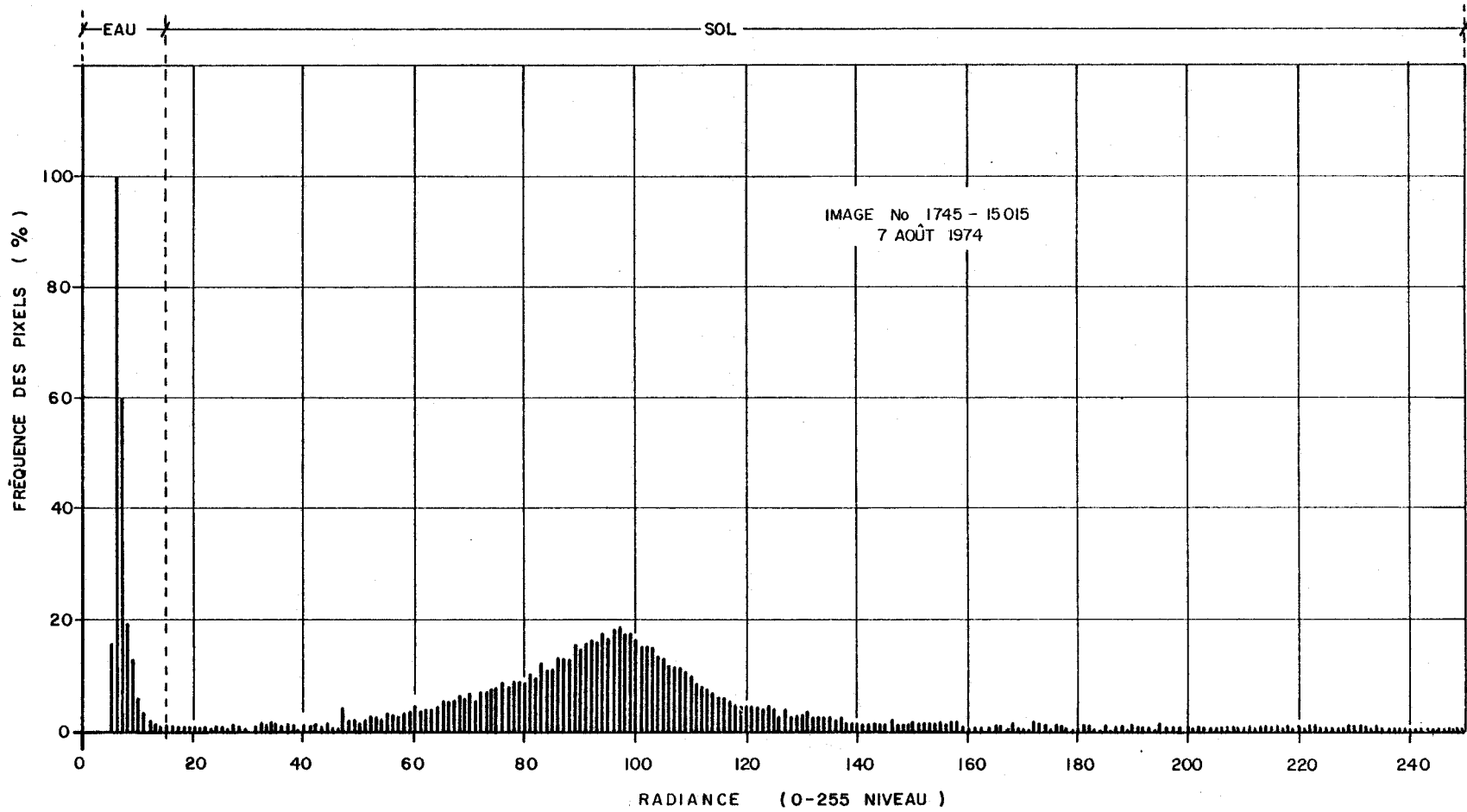


Figure 7.1. Histogramme de la radiance (0-255 niveaux) pour la région du lac Saint-Jean observée par LANDSAT-1 le 7 août 1974.

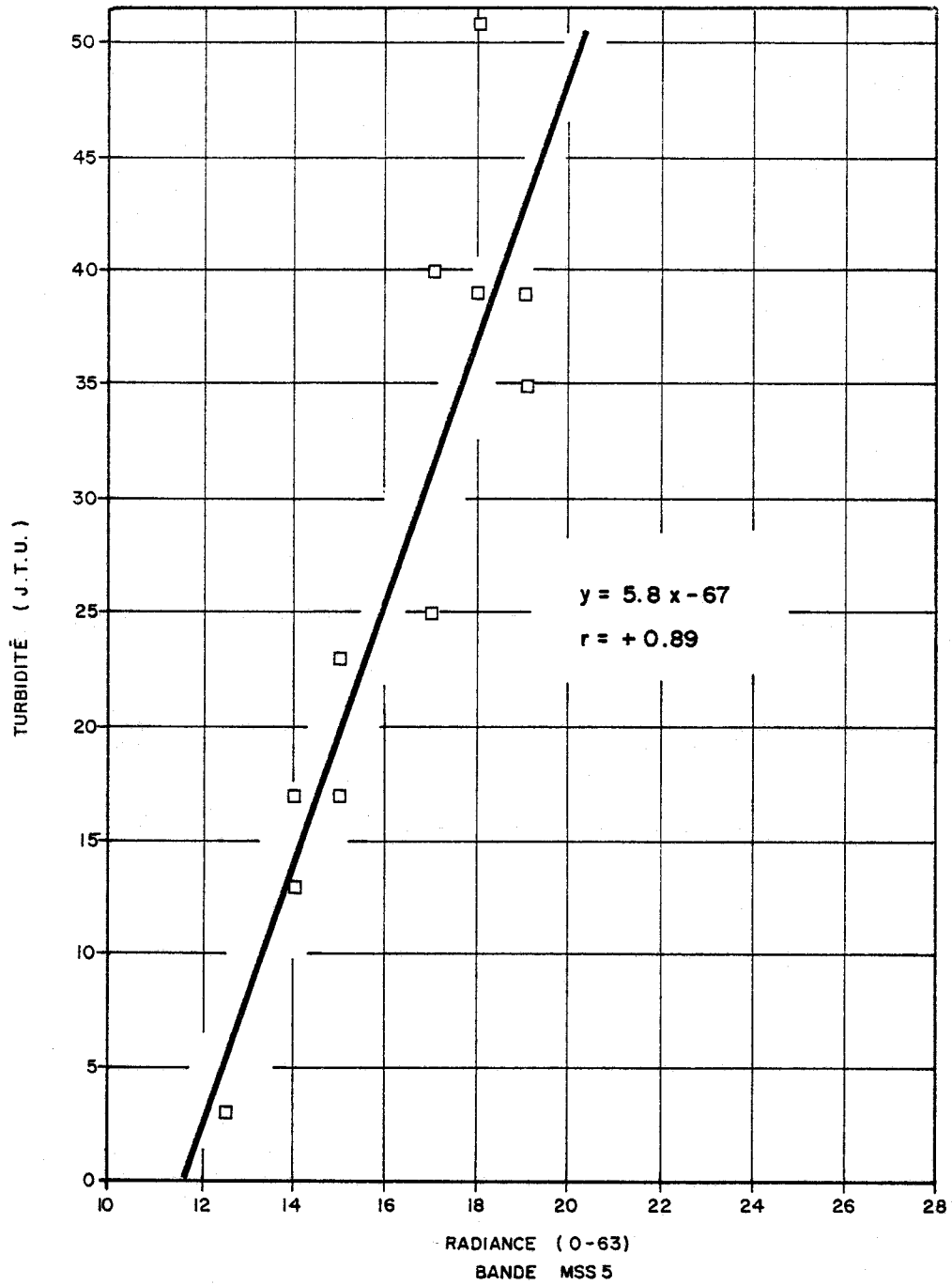


Figure 7.2. Relation entre la turbidité et la radiance dans la bande MSS 5 (selon Bukata et al., 1974 b).

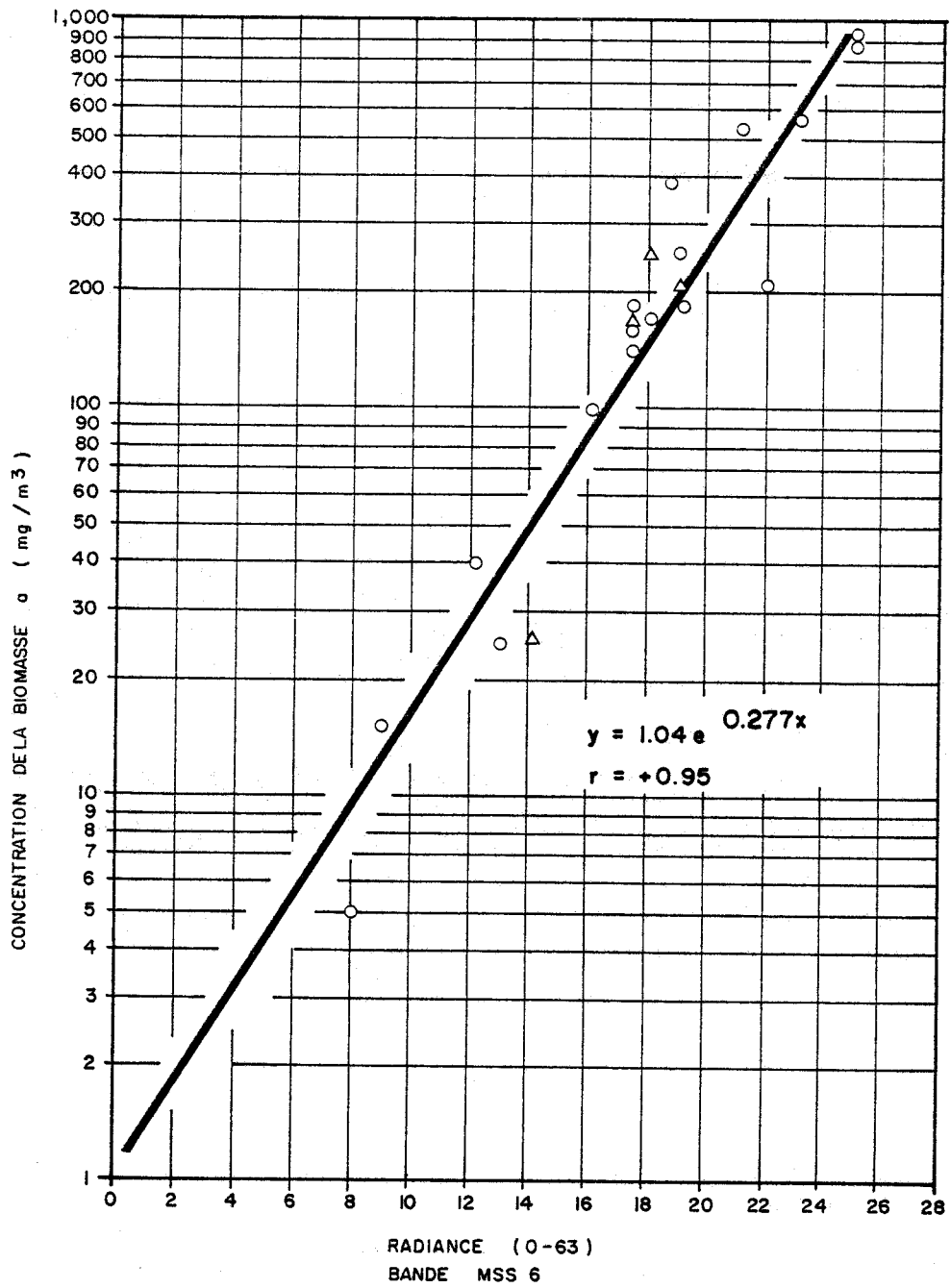


Figure 7.3. Relation entre la chlorophylle a et la radiance dans la bande MSS 6 (selon Bukata et al., 1974 b).

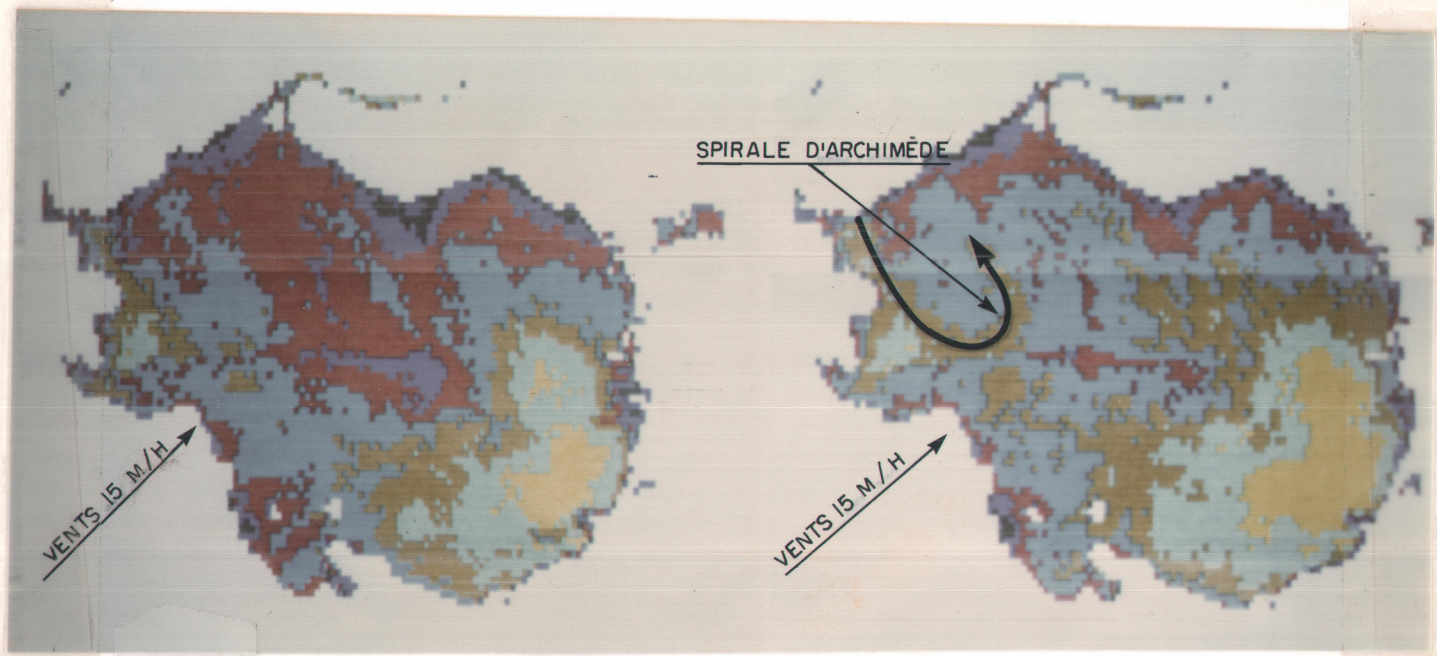


FIGURE 7.4 Image du lac Saint-Jean prise par le satellite LANDSAT-1, le 1^{er} juin 1973, dans les bandes MSS5 et MSS6.

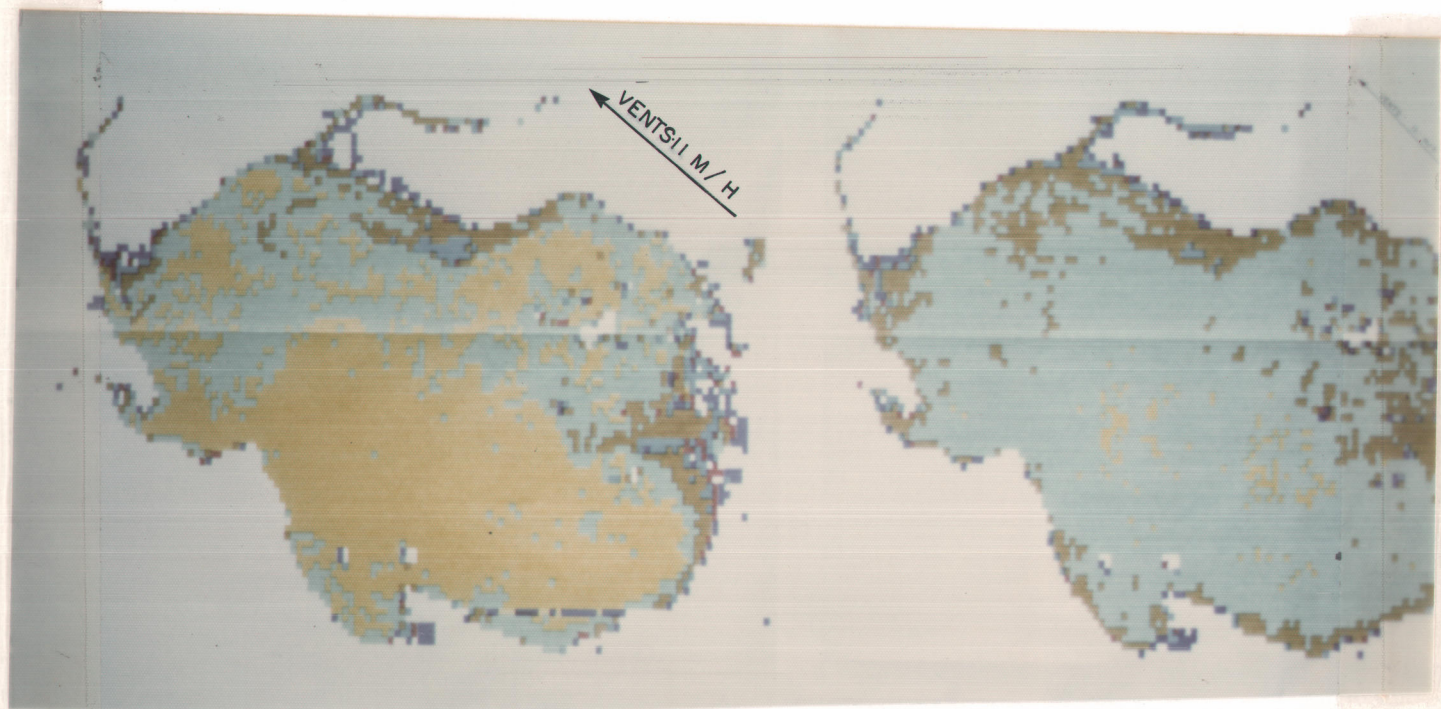


FIGURE 7.5 Image du lac Saint-Jean prise par le satellite LANDSAT-1, le 23 septembre 1972, dans les bandes MSS5 et MSS6.

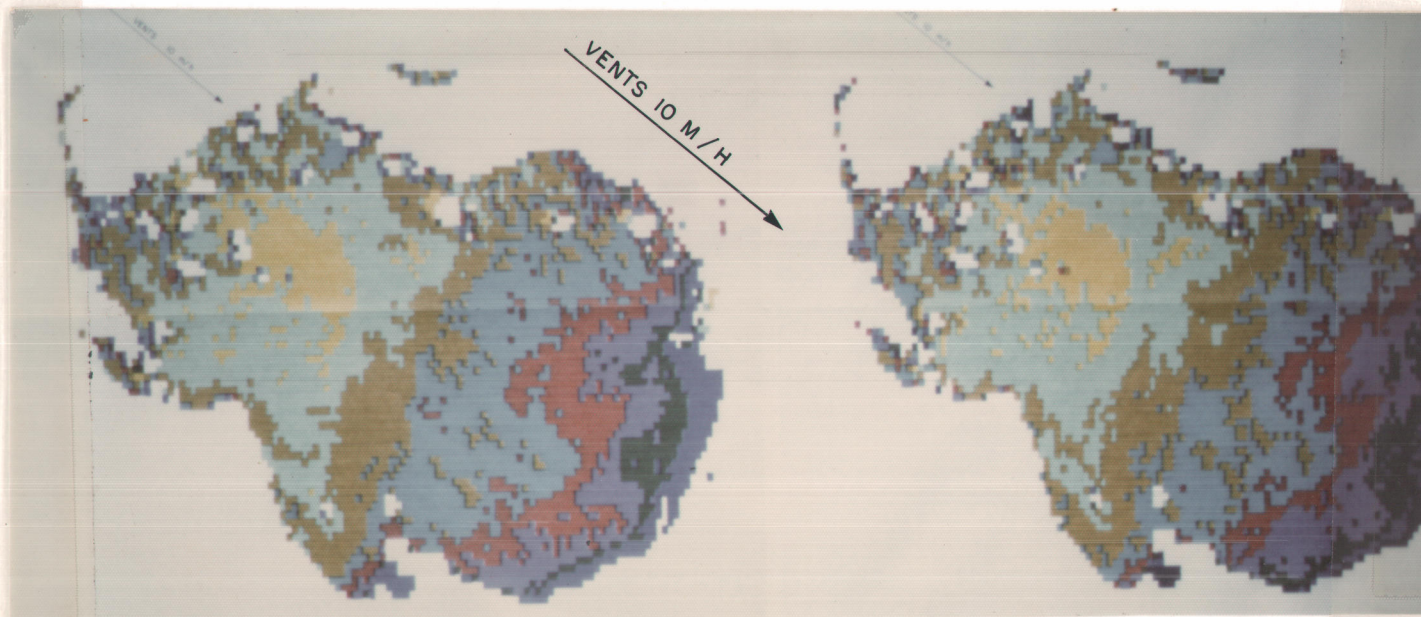


FIGURE 7.6 Image du lac Saint-Jean prise par le satellite LANDSAT-1, le 20 juillet 1974, dans les bandes MSS5 et MSS6.

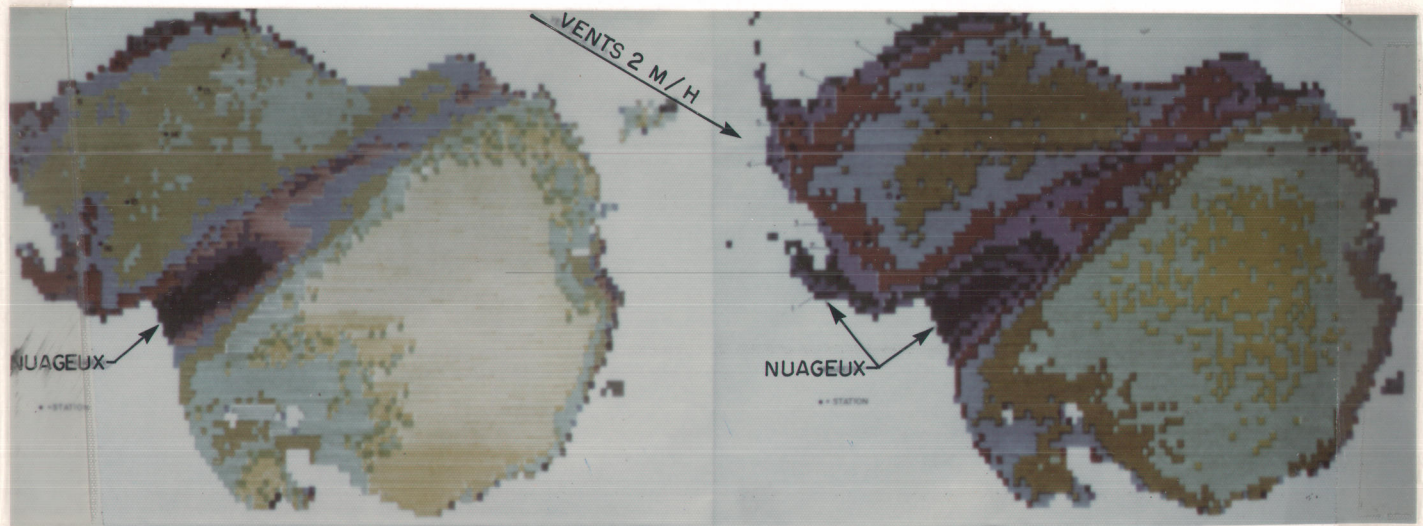


FIGURE 7.7 Image du lac Saint-Jean prise par le satellite LANDSAT-1, le 21 juin 1976, dans les bandes MSS5 et MSS6.

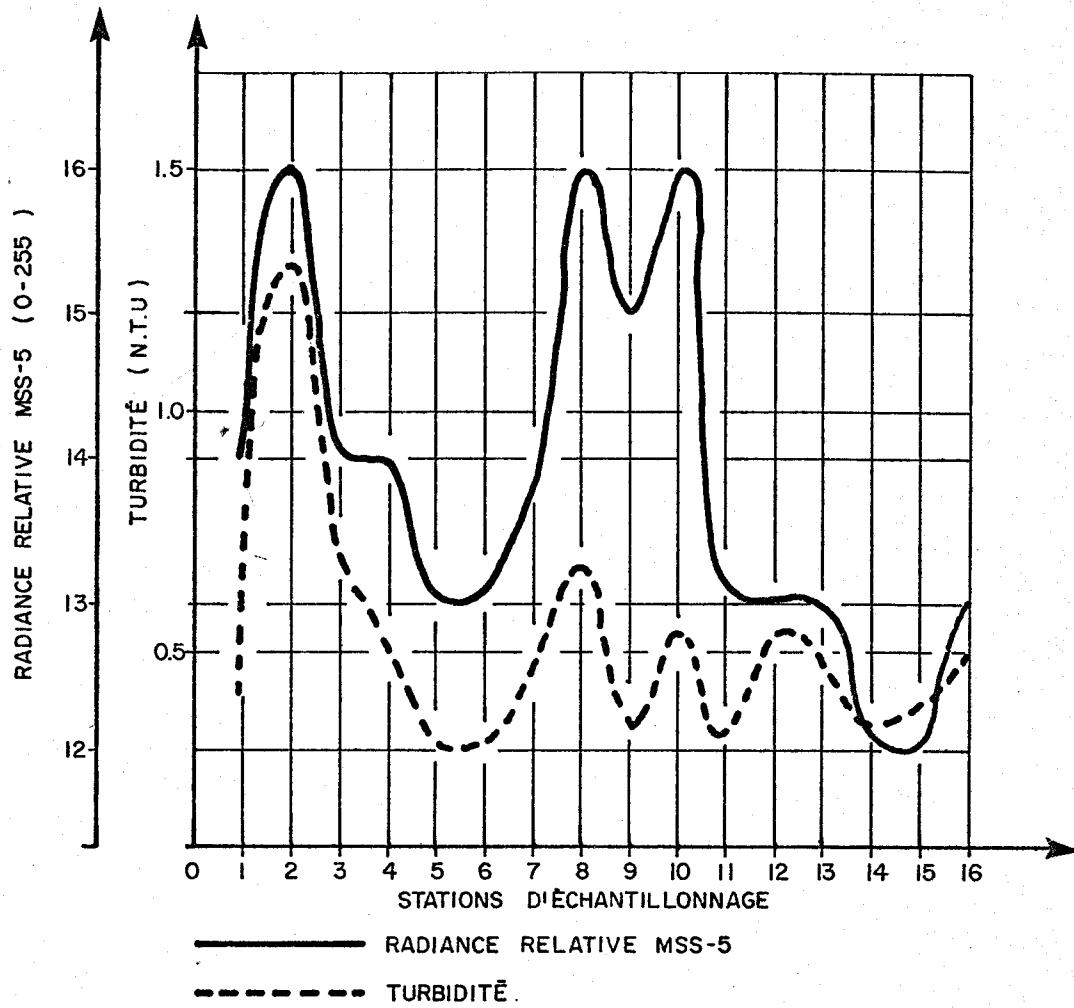


Figure 7.8. Valeurs de la radiance relative MSS-5 et de la turbidité pour le lac Saint-Jean, le 21 juin 1976.

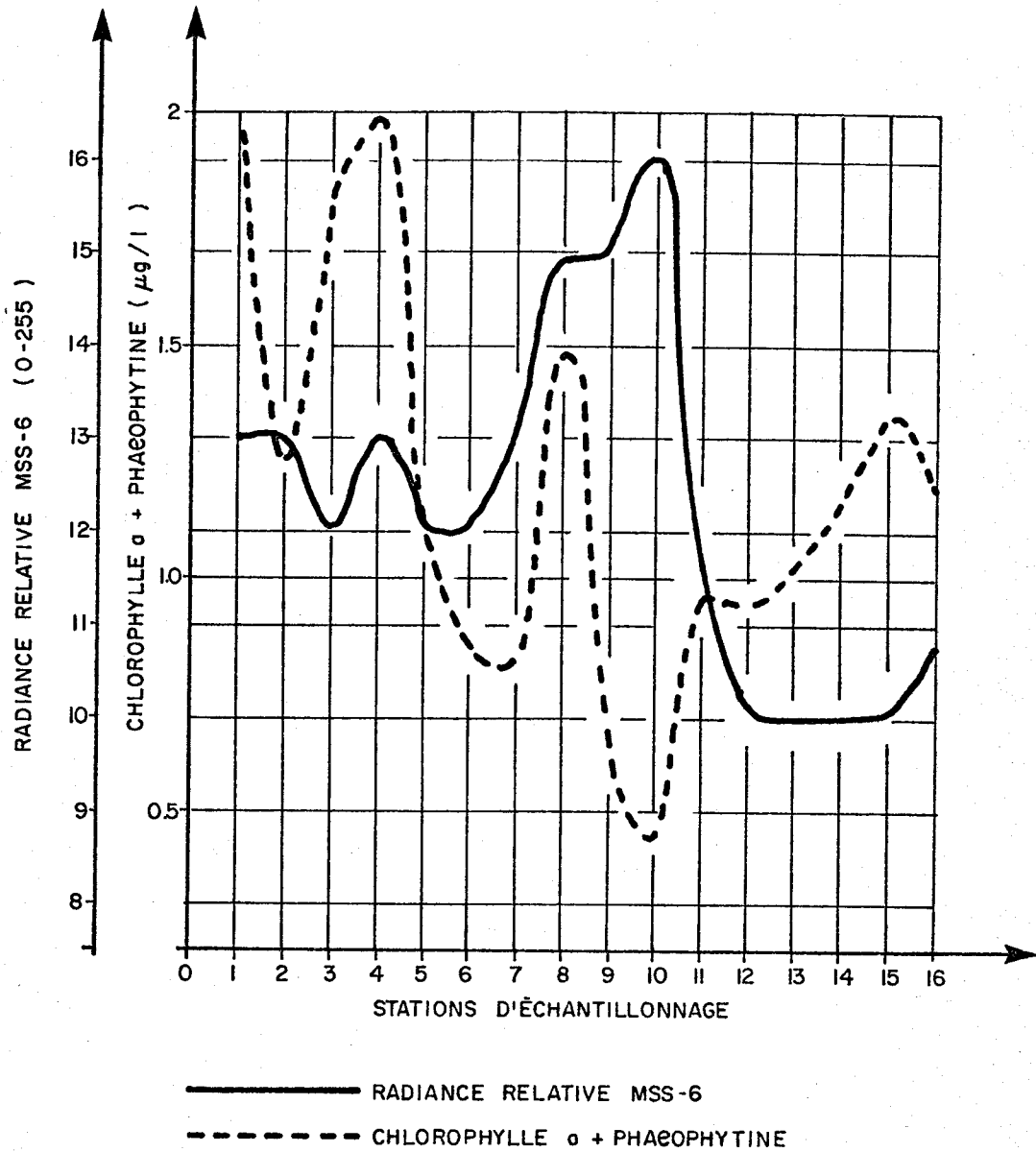


Figure 7.9. Valeurs de radiance relative (MSS-6) et de chlorophylle a + phaeophytine pour le lac Saint-Jean le 21 juin 1976 .

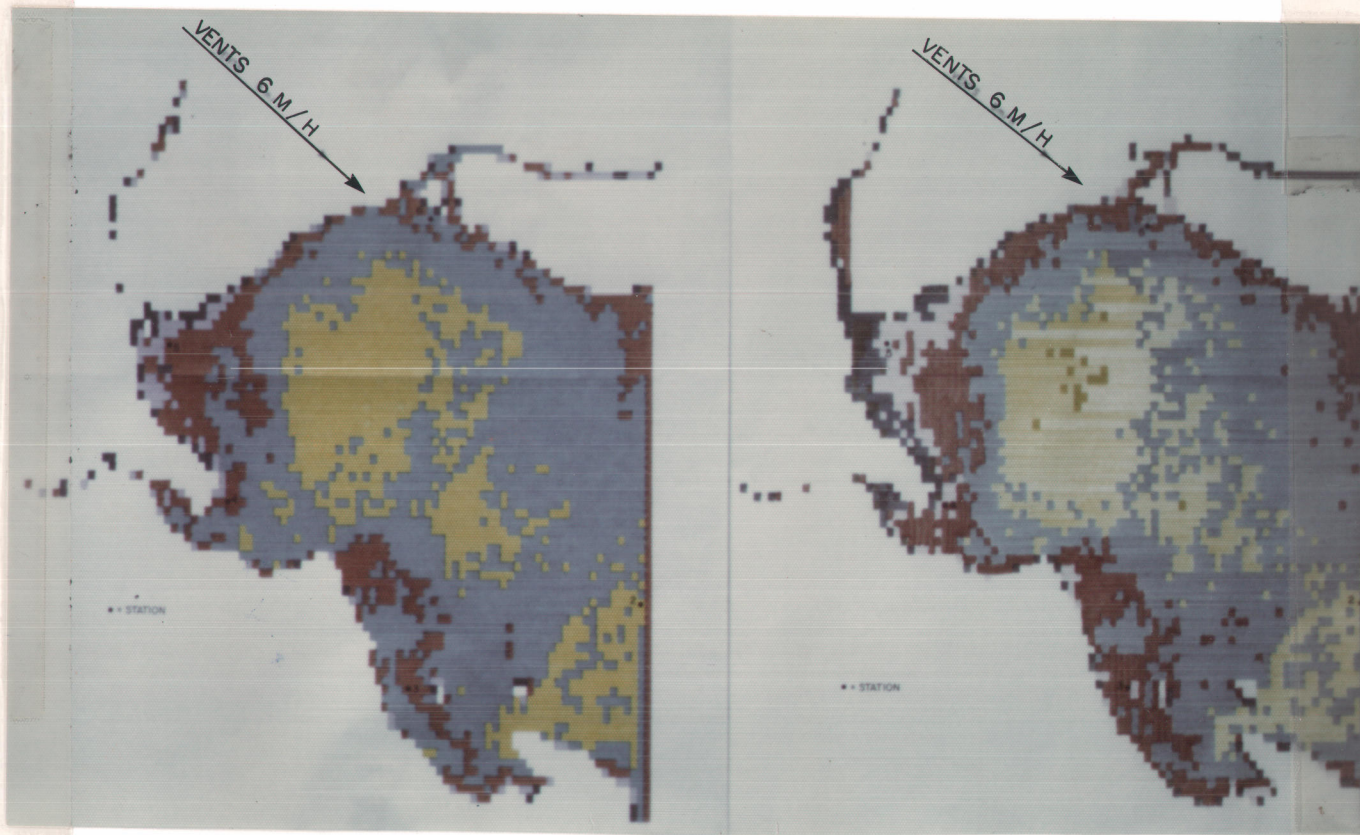


FIGURE 7.10 Image du lac Saint-Jean prise par le satellite LANDSAT-II, le 24 août 1976, dans les bandes MSS5 et MSS6.

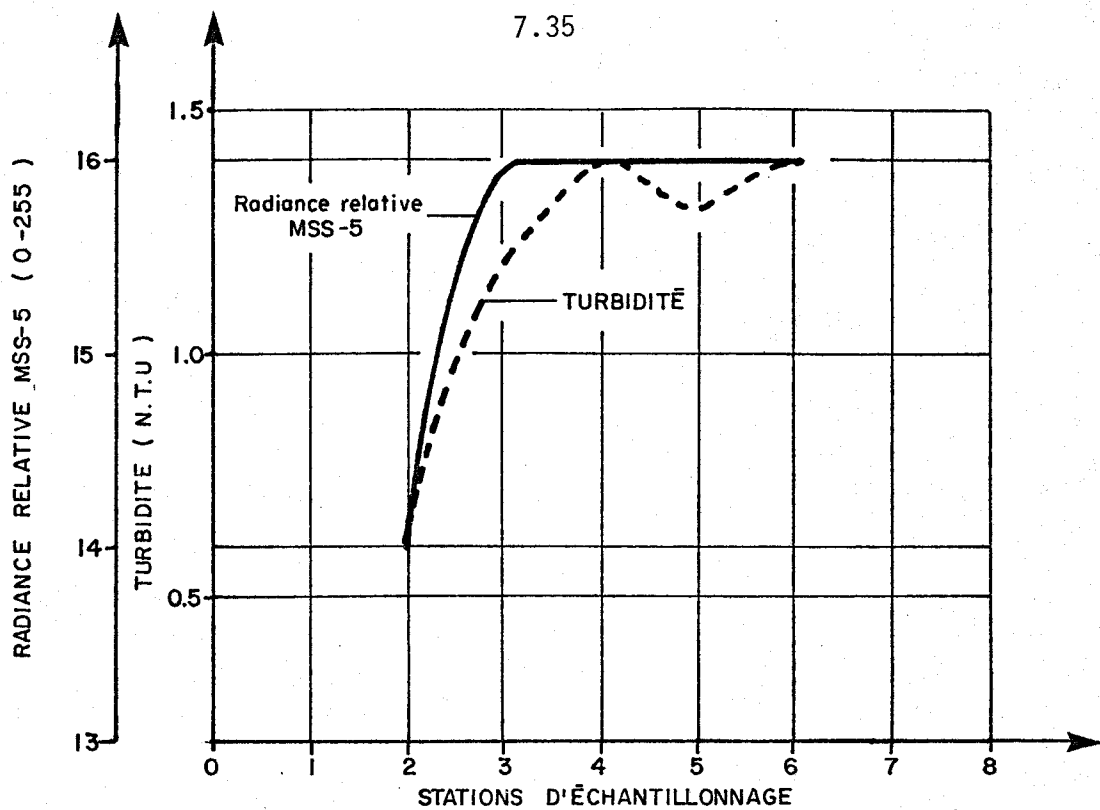


Figure 7.11 . Valeurs de radiance relative MSS-5 et turbidité pour le lac Saint-Jean le 26 août 1976 .

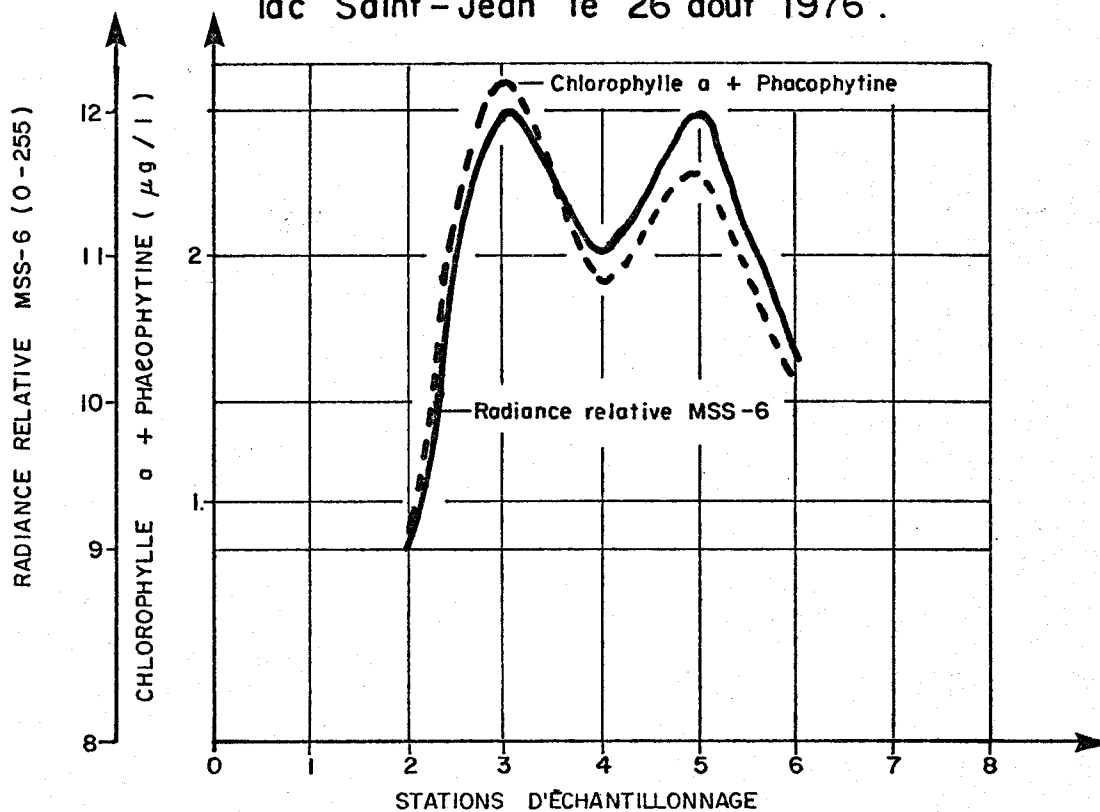


Figure 7.12 . Valeurs de radiance relative MSS-6 et chlorophylle a + phaeophytine pour le lac Saint-Jean le 24 août 76 .

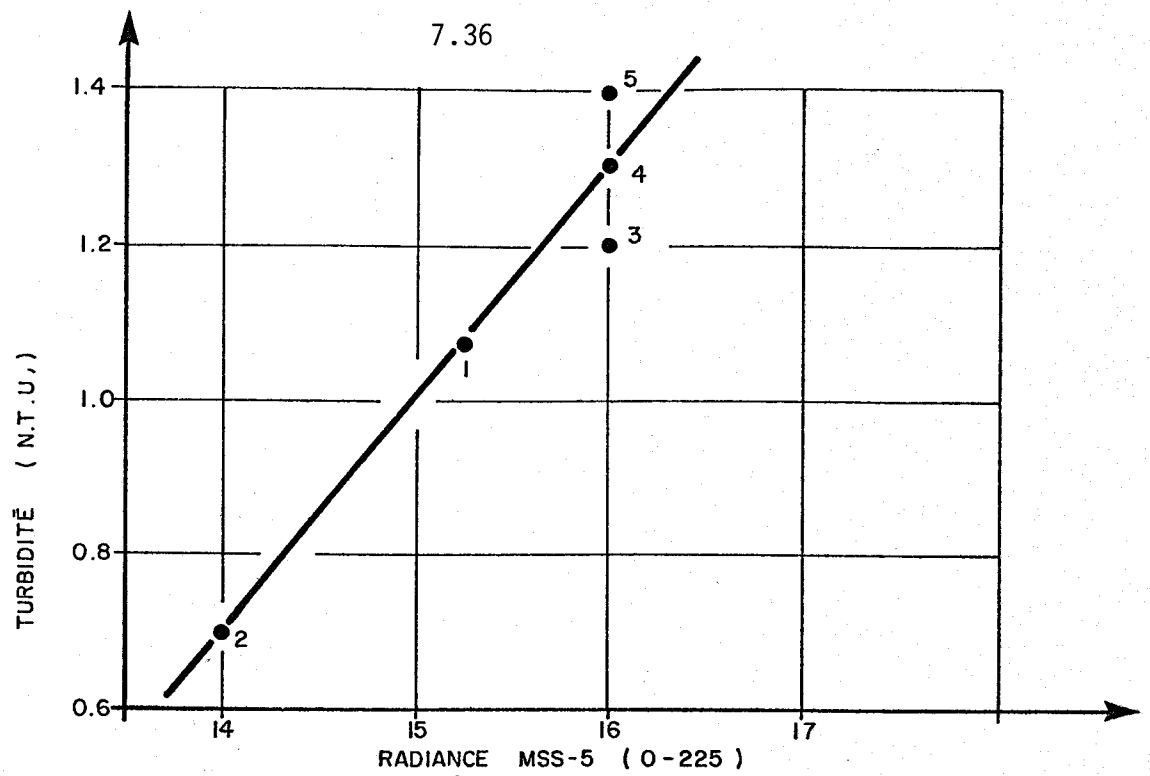


Figure 7.13 . Valeurs de la turbidité en fonction de la radiance relative MSS-5

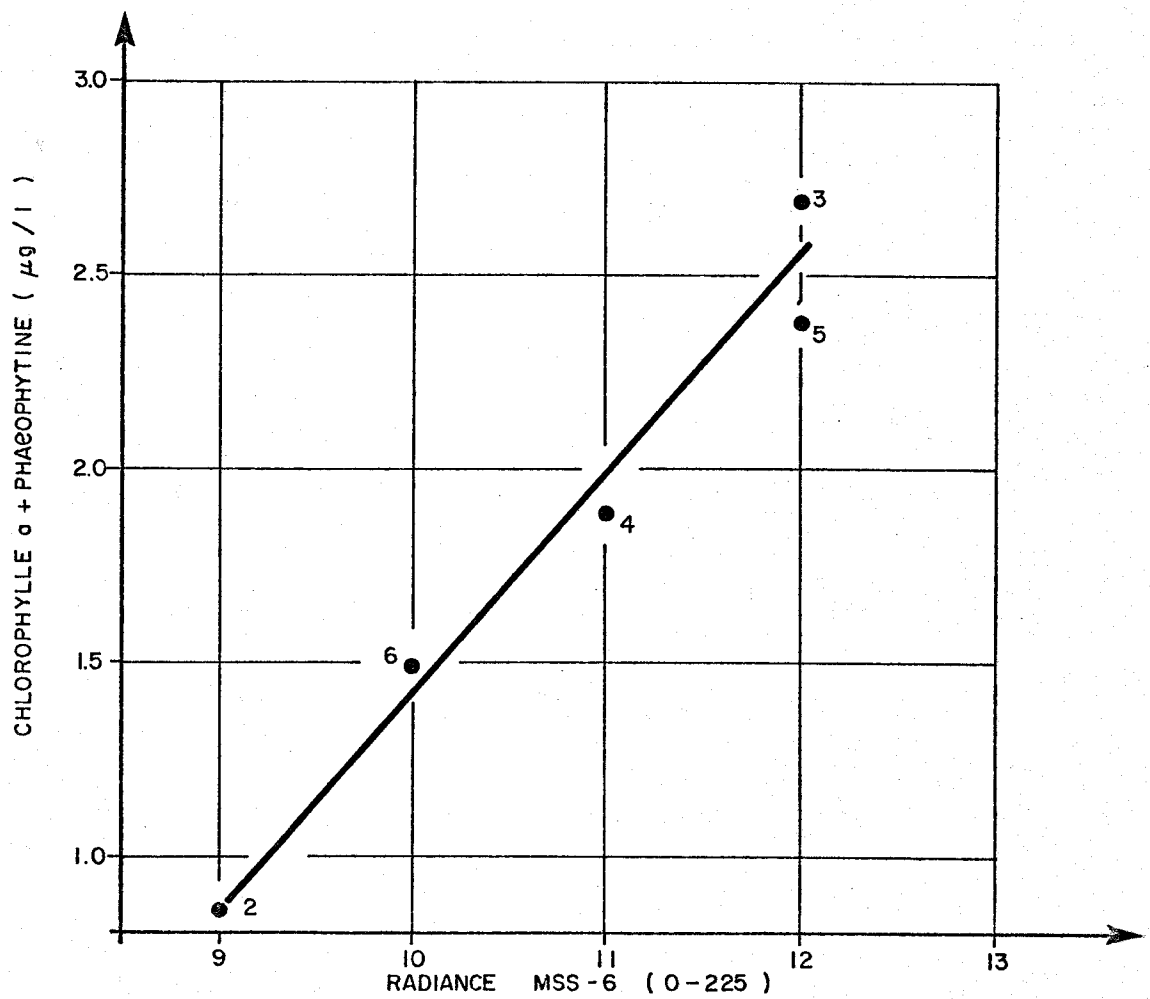


Figure 7.14 . Valeurs de la chlorophylle a + phaeophytine en fonction de la radiance relative MSS-6 .

CHAPITRE VIII

"GEOCHIMIE ET PALEOLIMNOLOGIE DU LAC SAINT-JEAN"

par Marcel Ouellet

TABLE DES MATIERES

	<u>PAGE</u>
TABLE DES MATIERES	i
LISTE DES TABLEAUX	iii
LISTE DES FIGURES	v
SOMMAIRE	8.3
1. INTRODUCTION	8.5
2. OBJECTIFS	8.5
3. SEDIMENTS DE SURFACE	8.6
3.1 Methodes et résultats	8.6
3.2 Discussion	8.7
3.2.1 Granulométrie	8.7
3.2.2 Matière organique	8.12
3.2.3 Métaux traces	8.12
3.2.4 Interrelations entre les variables	8.15
3.3 Conclusion	8.17
4. PALEOECOLOGIE	8.18
4.1 Echantillonnage	8.18

	<u>PAGE</u>
4.2 Palynologie	8.19
4.2.1 Méthode	8.19
4.2.2 Résultats	8.20
4.2.3 Chronologie	8.20
4.2.4 Interprétation palynologique	8.22
4.2.5 Corrélacion	8.28
5. PALEOGEOCHEMIE	8.30
5.1 Méthodes et résultats	8.30
6. CONCLUSION	8.33
7. BIBLIOGRAPHIE	8.35

LISTE DES TABLEAUX

		<u>PAGE</u>
8.1	Localisation des sites d'échantillonnage ainsi que les résultats granulométriques et géochimiques des sédiments de fond du lac Saint-Jean	8.43
8.2	Quelques caractéristiques géochimiques (moyenne en ppm et écart type) de sédiment lacustre	8.45
8.3	Matrice des coefficients de corrélation pour les variables physiques et géochimiques de 123 échantillons de sédiments de fond du lac Saint-Jean	8.46
8.4	Poids des variables géochimiques sur les trois premières composantes principales A, B et C après une rotation varimax des axes pour les 123 échantillons de sédiments de surface du lac Saint-Jean	8.47
8.5a	Spectres polliniques de la carotte 04-75 du lac Saint-Jean; pollen d'arbres (nombre de grains comptés)	8.48
8.5b	Spectres polliniques de la carotte 04-75 du lac Saint-Jean; pollen d'arbustes (nombre de grains comptés)	8.49
8.5c	Spectres polliniques de la carotte 04-75 du lac Saint-Jean; pollen d'herbacées, spores et autres (nombre de grains comptés)	8.50
8.6a	Spectres polliniques de la carotte 07-74 du lac Saint-Jean; pollen d'arbres (nombre de grains comptés)	8.51
8.6b	Spectres polliniques de la carottes 07-74 du lac Saint-Jean; pollen d'arbustes (nombre de grains comptés)	8.52
8.6c	Spectres polliniques de la carottes 07-74 du lac Saint-Jean; pollen d'herbacées, spores et autres (nombre de grains comptés)	8.53

	<u>PAGE</u>
8.7	Distribution stratigraphique de quelques paramètres géochimiques dans les sédiments lacustres de la carotte 04-75 du lac Saint-Jean 8.54
8.8	Distribution stratigraphique de quelques paramètres géochimiques dans les sédiments lacustres de la carotte 04-74 du lac Saint-Jean 8.55
8.9	Distribution stratigraphique de quelques paramètres géochimiques dans les sédiments lacustres de la carotte 04-73 du lac Saint-Jean 8.56
8.10	Distribution stratigraphique de quelques paramètres géochimiques dans les sédiments lacustres de la carotte 04-74 du lac Saint-Jean 8.57

LISTE DES FIGURES

		<u>PAGE</u>
8.1	Distribution des grands types de sédiment de la cuvette du lac Saint-Jean	8.58
8.2	Relation entre la profondeur et la granulométrie des sédiments de fond du lac Saint-Jean	8.59
8.3	Distribution de la matière organique combustible à 550°C (C) pour les sédiments de fond du lac Saint-Jean	8.60
8.4	Relation entre la profondeur et la teneur en matière organique	8.61
8.5	Distribution du Cu dans les sédiments de fond du lac Saint-Jean	8.62
8.6	Distribution du Zn dans les sédiments de fond du lac Saint-Jean	8.63
8.7	Relation entre la profondeur et la teneur en Zn des sédiments de fond du lac Saint-Jean	8.64
8.8	Distribution du Pb dans les sédiments de fond du lac Saint-Jean	8.65
8.9	Relation entre la profondeur et la teneur en Pb des sédiments de fond du lac Saint-Jean	8.66
8.10	Distribution du Ni dans les sédiments de fond du lac Saint-Jean	8.67
8.11	Distribution du Co dans les sédiments de fond du lac Saint-Jean	8.68
8.12	Distribution du Mn dans les sédiments de fond du lac Saint-Jean	8.69

	<u>PAGE</u>
8.13	Relation entre les teneurs en Pb et C des sédiments de fond du lac Saint-Jean 8.70
8.14	Relation entre les teneurs en Cu et Ni des sédiments de fond du lac Saint-Jean 8.71
8.15	Relation entre les teneurs en Zn et Ni des sédiments de fond du lac Saint-Jean 8.72
8.16	Dispersion tridimensionnelle des poids des variables, calculés par analyse des composantes principales de mode-R avec rotation VARIMAX des axes, pour 123 échantillons géochimiques des sédiments de fond du lac Saint-Jean 8.73
8.17	Diagramme pollinique des sédiments de la carotte 04-75 du lac Saint-Jean 8.74
8.18	Diagramme pollinique des sédiments de la carotte 07-74 du lac Saint-Jean 8.75
8.19	Comparaison chronologique de l'évolution végétale de différents sites de la région du lac Saint-Jean 8.76
8.20	Distribution stratigraphique de quelques paramètres géochimiques dans les sédiments de la carotte 04-75 du lac Saint-Jean 8.77
8.21	Distribution stratigraphique de quelques paramètres géochimiques dans les sédiments de la carotte 04-74 du lac Saint-Jean 8.78
8.22	Distribution stratigraphique de quelques paramètres géochimiques dans les sédiments de la carotte 04-73 du lac Saint-Jean 8.79
8.23	Distribution stratigraphique de quelques paramètres géochimiques dans les sédiments de la carotte 07-74 du lac Saint-Jean..... 8.80

SOMMAIRE

Le présent travail, qui s'incorpore à l'intérieur d'une étude multidisciplinaire des eaux du lac Saint-Jean, vise:

- à mieux comprendre la distribution spatiale des sédiments de fond en fonction de leurs caractéristiques physiques et géochimiques;
- à esquisser l'histoire paléolimnologique du lac par des méthodes paléobiologiques et paléogéochimiques.

Il en ressort que la composition des sédiments de fond dépend largement de leur provenance, de la morphologie de la cuvette lacustre et de la physico-chimie et l'hypolimnion de la masse d'eau.

L'échantillonnage stratigraphique des six premiers mètres de sédiments lacustres nous permet de reconstituer les tendances ontogéniques des 5,500 dernières années. Dû à l'éloignement des communautés végétales terrestres, les spectres sporo-polliniques de cette période démontrent peu de fluctuations stratigraphiques et sont, par conséquent, peu révélateurs du paléoclimat de la région. Seuls les changements paléofloristiques de la période anthropique ont une importance significative. De plus, les résultats paléogéochimiques font ressortir la grande stabilité de cet écosystème aquatique pendant toute la période pré-anthropique. Par contre, depuis les débuts des activités humaines à l'intérieur du bassin versant, cet équilibre a été modifié de manière exponentielle.

1. INTRODUCTION

Bien qu'au Québec l'étude des sédiments lacustres et paludéens ait attiré l'attention de quelques chercheurs (Auer, 1930; Bowman, 1931; Klee-rekoper et Grenier, 1952; Potzger et Courtemanche, 1956; Terasmae, 1960; Lasalle, 1966; Vincent, 1973; Richard, 1973, 1976; Mott, 1976; Ouellet et Poulin, 1976a, b), ceux-ci se sont tous limités à l'étude de systèmes aquatiques ou semi-aquatiques (tourbières) de superficie et de profondeur très limitées. La plupart de ces études sont orientées principalement en fonction de l'évolution des communautés paléofloristiques basées essentiellement sur la stratigraphie du contenu palynologique des sédiments.

Même si 15 pour 100 (15%) de la superficie du territoire québécois est constituée d'eau (180,000 km²) et que plusieurs réservoirs créés pour la production d'énergie hydro-électrique se classent parmi les plus grands au monde, aucune étude sédimentologique, stratigraphique et paléoécologique n'a jusqu'ici été entreprise sur les grands lacs et réservoirs du Québec.

La géologie, la sédimentologie et la paléoécologie des grands lacs américano-canadiens ont fait l'objet de plusieurs études de la part de Kindle (1925), Lewis (1966), Lewis et al. (1966), Thomas (1969), Rukavina et St-Jacques (1971), Sly et Thomas (1974), Thomas, Kemp et Lewis (1972), Sly (1976) et autres. Outre atlantique, le lac Léman a fait l'objet d'études similaires de la part de Houbolt et Jonker (1968), Meybeck et al. (1969), Vernet et Thomas (1972), Vernet et al. (1972) et autres.

De plus, les sédiments des grands lacs et réservoirs d'USSR ont attiré l'attention de Vykhristyuk (1973), Semenovitch et al. (1973), Nakhshina (1974) et autres.

2. OBJECTIFS

L'objectif de la présente étude est de décrire la distribution, la composition et les caractéristiques des sédiments superficiels du lac Saint-Jean, dans le but de comprendre la dynamique des processus limnologiques

modernes. Dans ce but, 123 échantillons de sédiments ont été prélevés à l'interface sédiment-eau et analysés géochimiquement pour leur contenu en matière organique (C) et en métaux traces [cuivre (Cu), zinc (Zn), plomb (Pb), nickel (Ni), cobalt (Co) et manganèse (Mn)]. De plus, la granulométrie des échantillons a été établie de manière visuelle par grande classe de sédiment.

Le deuxième objectif de la présente étude consiste à esquisser l'ontogénie du lac Saint-Jean, ainsi que l'histoire paléofloristique et paléoclimatique de la région, par l'étude stratigraphique des sédiments d'âge holocène. Dans ce but, quatre carottes ont été prélevées à des points pertinents et étudiées en fonction d'en évaluer le contenu pollinique et la composition géochimique. De plus, l'étude stratigraphique des sédiments les plus récents (0-20 cm), qui représentent environ les cent dernières années, nous permet d'évaluer grossièrement l'impact anthropique et les futures tendances de l'évolution du lac Saint-Jean.

3. SEDIMENTS DE SURFACE

3.1 Méthodes et résultats

Les échantillons de sédiments superficiels ont été prélevés au moyen de la benne Ponar (sauf pour ceux récoltés sur les rivages). La localisation de chaque site a été effectuée par triangulation basée sur trois angles déterminés au moyen d'une boussole de type Brunton. Ces angles ont été déterminés en fonction de chaque station d'échantillonnage et de points de repère situés sur les rives du lac. De plus, la profondeur de l'eau a été déterminée au point de prélèvement au moyen de graduation fixée au câble de la benne. Cette dernière était opérée au moyen d'un mini treuil électrique construit pour ce genre de travail.

Au laboratoire, après séchage, tamisage et parfois broyage, la partie de l'échantillon dont le diamètre des particules était inférieur à 80 mesh (177 μ) a été analysée pour son contenu en matière organique combustible à

550°C (C), en Cu, Zn, Pb, Ni, Co et Mn. La mise en solution des métaux traces de chaque échantillon a été effectuée au moyen du nitrate mercurique, selon la méthode décrite par Pichette et Guimont (1975). Les dosages des métaux ont été effectués sur un spectrophotomètre d'absorption atomique de type Varian Techtron, modèle AA-5. Le pourcentage de carbone (loss on ignition) de chaque échantillon a été évalué au moyen de la méthode gravimétrique, par chauffages successifs à 110°C et 550°C pour une période de quatre heures.

La granulométrie de tous les échantillons a été évaluée sommairement de manière visuelle, en fonction de la classification de Wentworth, laquelle est utilisée couramment en sédimentologie (argile < 4 μ , sable fin de 125-150 μ , sable grossier de 500-1,000 μ , etc.).

Les figures 8.1, 8.3, 8.5, 8.6, 8.8, 8.10, 8.11 et 8.12 représentent respectivement les distributions spatiales des grands types de sédiments, du pourcentage de C et de la teneur en ppm du Cu, du Zn, du Pb, du Ni, du Co et du Mn.

La localisation des stations ainsi que la profondeur d'eau des stations échantillonnées, les classes granulométriques et les données géochimiques apparaissent au tableau 8.1.

3.2 Discussion

3.2.1 Granulométrie

Il est évident que l'apport allochtone des sédiments clastiques ainsi que la morphologie de la cuvette lacustre jouent un rôle majeur dans la distribution de la composition géochimique et granulométrique des sédiments superficiels du lac Saint-Jean.

La figue 8.1, qui représente les grands types de sédiments en fonction de la granulométrie, reflète bien les effets des apports

considérables de sédiments en provenance des rivières Péribonca, Mistassini et Chamouchouane. La carte bathymétrique du lac Saint-Jean nous permet de constater que cette partie nord-ouest du lac a été presque comblée de sédiment en provenance de ces grandes rivières. Cette région deltaïque couvre une superficie d'environ 400 km², soit environ les 2/5 de la superficie totale (1,000 km²), et possède une profondeur moyenne d'environ 5 m. Des études sismiques et granulométriques détaillées démontreront la progression en direction sud-est du remplissage de la cuvette du lac. Les dépôts marins argileux de la mer de Laflamme serviront de niveau stratigraphique de base pour évaluer la vitesse de ce remplissage par les sédiments d'origine allochtone (travaux en cours).

Le faciès de sable fin, délimité seulement dans la partie nord-ouest du lac, est un autre indicateur de l'important charriage de sédiments vers la partie profonde. Ce transport de sédiments reflète le type d'énergie hydro-dynamique dominant à la surface du fond et est fonction de la loi de Stoke (Guy, 1970; Church et Gilbert, 1975). Un échantillonnage plus dense ainsi qu'une détermination plus précise de la granulométrie nous permettraient probablement de délimiter cette zone de sable fin dans les autres parties de la cuvette lacustre.

Pour ce qui concerne la zone de sable fin, le fait que le gradient granulométrique est plus faible au nord-ouest, en direction du point le plus profond du lac, la rend plus facile à cartographier. La distribution spatiale de ces sédiments est probablement largement contrôlée par les courants internes, principalement lorsque l'épilimnion atteint sa profondeur maximale et par les ondes internes d'oscillations.

En période d'étiage de fin d'hiver, les grandes rivières peuvent, sous la glace, déposer leurs sédiments grossiers plus loin vers la fosse. Les deux langues de sable grossier à l'intérieur de la zone de sable fin faisant face aux rivières Mistassini et Péribonca peuvent refléter les effets de ces deux types de transport de sédiments vers des zones plus profondes.

La formation de delta en milieu lacustre a attiré l'attention de plusieurs chercheurs (Forel, 1885; Bates, 1953; Farmer, 1971; Bradley, 1965; Church et Gilbert, 1975, etc.). La morphologie de ce type de delta sera largement contrôlée par les caractéristiques du courant entrant dans le lac. La densité du courant pourra être plus grande ou plus petite, ou encore égale à celle de la masse d'eau réceptrice. Dans le premier cas, un courant de turbidité transportant une grande charge de sédiments progressera à l'intérieur du lac, le long du fond. Ce type d'écoulement stratifié pourra déposer des sédiments grossiers fluviaux loin à l'intérieur du lac. Houbolt et Jonker (1968) ont démontré que des sables provenant du Rhône étaient déposés, par ce mode de transport, jusqu'à 15 km à l'intérieur de la partie est du lac Léman.

En certaines périodes de l'année, la densité de l'eau des rivières Chamouchouane, Mistassini et Péribonca pourra être intermédiaire entre la densité de l'eau de l'épilimnion et de l'hypolimnion du lac Saint-Jean. Dans ces conditions, l'eau et les sédiments en suspension entrant dans le lac s'écouleront sous la surface jusqu'à ce qu'une densité similaire soit rencontrée. A ce point, la masse d'eau entrante aura tendance à se disperser et la charge de sédiments à se déposer. Ce type d'écoulement stratifié est ordinairement d'importance intermédiaire à l'écoulement de fond et de surface pour ce qui concerne la capacité à transporter des sédiments grossiers au-delà du front du delta. Dû à la faible profondeur de l'eau dans la partie nord-ouest du lac, il est probable que ce mode de transport des sédiments ne soit pas très important et qu'il est largement dépendant des conditions météorologiques et des cycles saisonniers du climat.

Le troisième type d'écoulement pouvant influencer la morphologie deltaïque en milieu lacustre, et principalement en fonction de la partie fine des sédiments, est l'écoulement de surface. Ce type d'écoulement est surtout bien connu dans les milieux d'estuaires. Pickard (1953, 1961), Tabata et Pickard (1957) ont étudié ce type d'écoulement

sur la côte ouest canadienne, où plusieurs rivières fluvio-glaciaires se déversent dans les fjords. Ces auteurs ont mis en évidence qu'une couche d'eau douce dont l'épaisseur varie de 5 à 50 m, en fonction des courants, de la marée et des conditions météorologiques, existe à l'embouchure de ces rivières. Houbolt et Jonker (1968) ont aussi constaté ce type d'écoulement, qui semblait associé à la qualité des sédiments en suspension plutôt qu'au gradient thermique, dans la région deltaïque du Rhone lémanais. Dans la présente étude, il est probable que ce type d'écoulement, pour ce qui concerne les grandes rivières drainant le bassin versant nord et nord-ouest du lac Saint-Jean, soit surtout dominant en hiver et pendant les périodes d'homogénéisation thermique d'automne et de printemps. A ces périodes de l'année, les eaux de ces grandes rivières auront tendance à se maintenir à environ 0°C tandis que les eaux de surface seront aussi près de 0°C ou près de la température d'isothermie, c'est-à-dire 2 à 3°C.

Contrairement aux modes de transport de fond et de profondeurs intermédiaires, l'écoulement de surface lacustre possède peu d'énergie hydrodynamique, ce qui a pour résultat de restreindre sa charge de sédiment essentiellement aux particules de faibles diamètres et à celles de faible densité. Par contre, son pouvoir de dispersion est grand, parce qu'il est largement influencé par le phénomène de diffusion tout aussi bien que par les courants et les vents à la surface. Il est évident que ce type de transport de sédiments fins joue un rôle important dans la partie centrale du lac Saint-Jean. Ceci est mis en évidence dans la figure 8.1 par le faible gradient granulométrique existant entre l'embouchure des rivières Chamouchouane, Mistassini, Péribonca et la partie centrale du lac. Ce faible gradient granulométrique nous a permis de délimiter une zone de sable fin (125-250 μ) intermédiaire entre la zone des sables grossiers (500-1,000 μ) et la zone des argiles (<4 μ).

La zone des sables grossiers est largement restreinte aux abords des rives où la profondeur d'eau n'excède généralement pas 10 m. Par

contre, la zone des sables fins est généralement comprise entre la profondeur de 10 à 20 m. Chaque zone sédimentologique n'est pas strictement limitée entre un intervalle de profondeur, bien que des tendances soient évidentes dans la figure 8.2. La distribution des différents types de sédiments en fonction d'un intervalle de profondeur dépendra de l'énergie hydrodynamique se manifestant principalement sur le fond du lac, sans exclure celle se manifestant dans les couches d'eau supérieures et de la disponibilité des sédiments. Le fait que la zone de sable grossier dans la partie est du lac atteigne à sa limite avec la zone argileuse centrale des profondeurs d'environ 30 m en est un bel exemple. Les rives de la région de Saint-Gédéon sont abondamment fournies en sable grossier et celles-ci sont situées perpendiculairement au fetch maximale de 40 km du lac Saint-Jean. Les vents étant souvent en provenance du nord-ouest, la région de Saint-Gédéon subira les effets de brassage sous l'action des vagues de surface et des ondes internes de manière beaucoup plus intense que toutes autres parties du lac. Par contre, dans la région de Pointe-Chambord, le transport des sables à des fortes distances des rives est très limité, dû au fait que les berges de cette partie du lac sont dominées par des roches en place d'âge ordovicien et que les sédiments meubles sont peu abondants. De plus, il est probable que le remaniement des argiles marines riveraines des régions de Roberval et de Desbiens contribue à diminuer l'importance de la zone sablonneuse dans la partie sud et sud-est du lac.

L'extension des zones sédimentaires des sables fins et des argiles vers la partie nord-est, et qui atteignent les rives près de Saint-Henri-de-Taillon, pourrait s'expliquer par le fait que, dans cette partie du bassin versant, le delta proglaciaire de la rivière Péribonca arrive en contact avec les argiles de la mer Laflamme. Ces deux zones de sédiments lacustres dérivent essentiellement de l'érosion des dépôts sablonneux et argileux situés sur les berges.

3.2.2 Matière organique

La matière organique combustible à 550°C dans les sédiments superficiels du lac Saint-Jean varie de 1 à 22%. La valeur moyenne ainsi que l'écart type apparaissent au tableau 8.2. Cette valeur moyenne de 4.9% est essentiellement du même ordre de grandeur que les valeurs de 2.18, 1.98 et 1.63% respectivement des lacs Erié, Ontario et Huron (Thomas et al., 1972 et 1973; Thomas et al., 1976) et de 25% (maximum) dans la partie centrale du lac Baïkal (Vykhristyuk, 1973). Par contre, ces valeurs sont de beaucoup inférieures à la moyenne de 28.3% des sédiments du lac Matamek, dont la valeur maximale atteint 63.2% (Ouellet et Poulin, 1976b).

La distribution de la matière organique apparaît à la figure 8.3. **Les valeurs les plus faibles se retrouvent à la périphérie du lac tandis que ces valeurs augmentent généralement vers les parties profondes.** Un fort coefficient de corrélation de 0.78, significatif au niveau de probabilité de 0.01%, existe entre la teneur en matière organique et la profondeur. Cette relation est illustrée par la courbe de régression de la figure 8.4. **Cette distribution est associée à la distribution granulométrique des sédiments et à la bathymétrie de la cuvette lacustre, principalement en fonction des forces hydrodynamiques de la masse d'eau.**

La répartition de la matière organique et des particules sédimentaires aura une forte influence, en raison du phénomène d'adsorption, sur la répartition des métaux traces à l'intérieur de la cuvette lacustre.

3.2.3 Métaux traces

La distribution de la teneur en Cu dans les sédiments superficiels est illustrée à la figure 8.5. Cette teneur varie de 1 à 32 ppm, avec une moyenne de 6.3 ppm. Sauf pour l'anomalie localisée dans la partie

nord-est du lac, où l'on retrouve les teneurs les plus fortes, la distribution de cet élément semble largement dépendante de la configuration de la cuvette lacustre. Les hautes teneurs de plusieurs éléments traces (Cu, Ni, Zn, Mn) dans la partie nord-est du lac corroborent les travaux de Tremblay (1970) effectués sur les sédiments de ruisseaux. Les 332 échantillons provenant de la région d'Isle-Maligne - Saint-Ambroise et analysés pour le Cu, Zn, Ni, Pb et uranium (U) révèlent des teneurs maximales pour les trois premiers éléments dans la région de Saint-Henri-de-Taillon. Même si Tremblay n'a fait aucune interprétation de ses données, il se pourrait qu'une aire de minéralisation existe dans la région de Saint-Henri-de-Taillon - Saint-Coeur-de-Marie. Le Cu et le Ni sont les éléments qui proviennent en plus grande abondance de la rive nord-est du lac.

La distribution du Zn dans les sédiments superficiels du lac Saint-Jean apparaît à la figure 8.6. La teneur de cet élément varie de 2 à 146 ppm, avec une moyenne de 46.1 ppm. Les valeurs les plus faibles sont réparties dans les sables à la périphérie du lac tandis que les teneurs les plus élevées sont localisées dans la partie la plus profonde du lac. Cette relation est illustrée par la courbe de régression profondeur vs Zn de la figure 8.7. La distribution anormale de cet élément dans la région nord-est du lac est évidente, mais de manière moins prononcée que pour le Cu, tel qu'on l'a discuté précédemment. Tremblay (1970), dans son étude géochimique des sédiments de ruisseaux de la région d'Isle-Maligne - Saint-Ambroise, a trouvé des teneurs maximales sensiblement similaires à celles existant au centre de la cuvette lacustre tandis que ses teneurs minimales sont d'environ 10 ppm. Par contre, Lasalle (1964), dans un même type de travail mais couvrant le bassin versant du sud-est du lac Saint-Jean, c'est-à-dire la région d'Hébertville - lac Kénogami (Belle Rivière), a trouvé des teneurs en Zn variant seulement entre 25 et 100 ppm.

La distribution du Pb dans les sédiments superficiels du lac Saint-Jean apparaît à la figure 8.8. **La teneur varie entre 1 et 36 ppm, avec une moyenne de 7.3 ppm.** Tout comme pour les éléments

précédents, les valeurs plus faibles sont localisées dans les parties peu profondes du lac tandis que les teneurs les plus élevées se trouvent dans la partie profonde; cette tendance est illustrée par la courbe de régression de la figure 8.9. L'anomalie de 10 ppm dans la région sud-est du lac est probablement le résultat de contaminations dérivant de la circulation automobile. **Dans les études stratigraphiques de sédiments lacustres par Ouellet (1975); Ouellet et Poulin (1976a, b) et Visser et al. (1976), une teneur en Pb supérieure à 2 ppm dans ce type de sédiment est un bon indicateur de la contamination anthropique de l'environnement.** Sur les sédiments superficiels du lac Matamek, les fortes corrélations existant entre la profondeur de la matière organique et le Pb démontrent qu'une plus grande vitesse de sédimentation existe dans la partie profonde du lac.

Le Ni dans les sédiments superficiels du lac Saint-Jean varie de 2 à 47 ppm, avec une moyenne de 13.8 pour l'ensemble des 123 échantillons utilisés. La figure 8.10 illustre la distribution générale de cet élément. Les faibles teneurs se retrouvent généralement près des rives tandis que les plus fortes concentrations sont largement localisées dans la zone profonde du lac. Sauf dans la partie nord-est du lac, des teneurs relativement importantes se retrouvent aussi dans cette zone peu profonde, probablement attribuable, comme discuté pour le Cu, à de fortes teneurs existant sur le bassin versant de cette région.

De toutes les variables étudiées, le Co possède la distribution (figure 8.11) la plus régulière en fonction des caractéristiques bathymétriques du lac. Un gradient assez uniforme de cet élément existe des rives vers la zone profonde. La teneur en Co des sédiments superficiels varie de 2 à 31 ppm, avec une moyenne de 5.5. ppm.

Le Mn, dont les teneurs dans les sédiments superficiels (figure 8.12) varient de 22 à 14,600 ppm, avec une moyenne de 618.8 ppm, semble à quelques endroits se concentrer en grande abondance. Bien qu'aucun nodule de ferromanganèse n'ait été décelé, il se pourrait que des

endroits fortement réducteurs existent à l'interface sédiment-eau et favorisent la co-précipitation du Mn et d'autres éléments. Les échantillons possédant une très haute teneur en Mn possèdent en général des concentrations d'autres éléments, tels que le Cu, plus élevées que la moyenne. La formation des nodules de Fe-Mn semble découler de facteurs physiques et chimiques. Rossmann et Callender (1969) expliquent les hautes teneurs en Mn à l'interface sédiment-eau en fonction des processus de diagénèse qui provoquent la migration d'éléments chimiques vers la surface, par l'effet de compaction et par le mouvement local des eaux souterraines. D'autre part, Rossman et al. (1972) associent ce phénomène aux variations de l'Eh et du pH, lesquels à l'interface peuvent provoquer la précipitation de l'hydroxide ferrique et de l'oxyde de manganèse.

3.2.4 Interrelations entre les variables

La matrice des coefficients de corrélation résumant les interrelations entre les variables étudiées pour 123 échantillons de sédiments superficiels apparaît au tableau 8.3. Un coefficient plus grand que 0.170 et 0.230 est significatif respectivement au niveau de probabilité de 5 à 1%. Il est évident que toutes ces variables sont interdépendantes entre elles et que ces associations sont le résultat des facteurs mécaniques de transport des sédiments en milieu lacustre ainsi que de la composition originale de ceux-ci.

Bien que toutes ces variables soient intercorrélées entre elles, la dispersion des points sur la ligne de régression n'est pas toujours parfaite. Ceci est dû à des variations locales associées à certaines particularités morphologiques du bassin lacustre ou encore aux activités anthropiques et à l'anomalie géochimique existant dans la partie nord-est du lac. Les figures 8.2, 8.4, 8.7, 8.9, 8.13, 8.14 et 8.15 donnent un aperçu des 35 courbes de régression possibles entre les neuf variables étudiées et font ressortir de manière générale la dépendance de ces variables envers les gradients d'énergie hydrodynamique existant à l'interface sédiment-eau de la cuvette du lac Saint-Jean.

Pour faire ressortir davantage le comportement des variables entre elles, la matrice des données (9 variables \times 123 échantillons) a été analysée avec une méthode statistique multivariante qu'est l'analyse en composantes principales. Cette méthode d'analyse statistique est décrite par Kendall (1957) et est ici suivie d'une rotation orthogonale des axes de référence dans le but de faire ressortir les variables ayant un poids important, tout en atténuant l'importance de celles dont le poids est peu significatif (< 0.4). Cette méthode de rotation, dite varimax, est décrite par Kaiser (1958). Les aspects mathématiques de ce type d'analyse sont longuement traités par Cattell (1952), Harman (1960), Hadley (1964) et Horst (1965). Cette méthode statistique permet de regrouper les variables possédant un comportement similaire. Elle réduit ainsi les interrelations à un petit nombre de facteurs indépendants pouvant être plus facilement reliés à des processus écologiques ou géologiques majeurs.

Les poids de chaque variable sur les trois composantes principales A, B et C sont énumérés au tableau 8.4 et les interrelations sont illustrées dans le diagramme de dispersion tridimensionnelle de la figure 8.16. Dans cette illustration, les ordonnées des variables sur l'axe A sont représentées au moyen d'une ligne verticale projetée à partir de l'extrémité de chaque vecteur sur le plan horizontal passant par les axes B et C.

L'analyse des composantes principales fait ressortir trois sous-associations assez semblables parce qu'elles sont situées dans le même quadrant. La composante principale A, qui explique 30.5% de la variance, fait ressortir l'étroite association entre le Cu, Ni, Zn et Co. Les poids de ces variables sur cette première composante principale sont respectivement de 0.922, 0.899, 0.714 et 0.563. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que la qualité géochimique des sédiments lacustres du lac Saint-Jean dépend plus largement de la composition originale des sédiments allochtones que des processus biochimiques et hydrodynamiques, qui, dans certains cas, peuvent influencer de manière prépondérante cette composition.

La composante principale B, qui explique 25.3% de la variance totale, est dominée à l'extrémité négative de son axe par le Pb, le C, le Zn et la profondeur, qui ont des poids respectivement de -0.892, -0.829, -0.556 et -0.492. Au contraire de l'axe A, la présente fait ressortir l'étroite association de la composition géochimique des sédiments lacustres avec les caractéristiques morphologiques et hydrodynamiques du bassin lacustre. Il est difficile d'associer cette deuxième composante principale aux processus biologiques de la masse d'eau. Ceci en raison des forces hydrodynamiques qui jouent un rôle important dans le transport de la matière organique inerte vers la partie profonde du lac.

La composante principale C, qui explique 15.2% de la variance, fait ressortir l'étroite association qui existe entre le Mn et le Co, dont les poids de ces variables sur celles-ci sont de -0.965 et -0.545. Cette association de ces deux éléments est probablement due au pouvoir de coprécipitation que possèdent les hydroxydes de fer et de manganèse pour plusieurs métaux traces (Théobald *et al.*, 1963; Boyle *et al.*, 1966; Ouellet et Poulin, 1976a, b). Ce phénomène est possiblement relié au haut taux d'oxygène dissous et au pH existant dans la zone hypolimnique du lac Saint-Jean, qui facilite l'oxydation du fer et du manganèse et des autres métaux traces, tels que le Co.

3.3 Conclusion

La composition spatiale physico-chimique des sédiments de fond du lac Saint-Jean est fonction des trois facteurs principaux suivants:

- de la composition géochimique de la matière de laquelle dérive les sédiments lacustres;
- de l'aspect morphologique de la cuvette lacustre à l'intérieur de laquelle l'énergie hydrodynamique produite par les vents et les courants exerce un rôle dominant sur le transport de ceux-ci;

- des caractéristiques physico-chimiques de l'hypolimnion de la masse d'eau.

De plus, ces trois facteurs dominants ne peuvent agir pour une période soutenue, de manière isolée. L'interaction de ceux-ci contrôle grandement la qualité géochimique. La distribution granulométrique des sédiments superficiels du lac Saint-Jean ainsi que la composition de ceux-ci sont réparties en fonction d'un gradient en direction de l'éloignement des rives. Cette situation correspond à une diminution de l'énergie hydrodynamique disponible dans le milieu et sur laquelle la morphologie de la cuvette lacustre joue un rôle important.

4. PALEOECOLOGIE

4.1 Echantillonnage

Pour la présente étude stratigraphique des sédiments postglaciaires du lac Saint-Jean, quatre carottes d'une longueur de 610, 95, 87 et 23 cm ont été retenues. La plus longue et la plus courte ont été étudiées pour leur contenu sporo-pollinique ainsi que pour leur composition géochimique. Les deux autres n'ont été étudiées que pour leur composition géochimique. Elles ont toutes été prélevées au point le plus profond du lac, soit par 65 m de fond.

La carotte de 610 cm de longueur a été prise en avril 1975, à partir de la couverture de glace, au moyen d'un carottier à piston de type Kullemer. Le poids utilisé sur le carottier pour cet échantillonnage était d'environ 300 kg. Dans des conditions idéales, ce carottier peut prélever facilement une carotte de 7 cm de diamètre totalisant une longueur de 13 m. Les sédiments très compacts et inorganiques du lac Saint-Jean ne nous ont pas permis d'obtenir une grande pénétration du carottier.

Dans le but d'étudier plus précisément la zone anthropique qui débuta dans le bassin versant du lac Saint-Jean vers 1850, trois carottes courtes

ont été étudiées à des intervalles très rapprochés. Les carottes de 90 et 95 cm ont aussi été prélevées à partir de la couverture de glace, mais respectivement en avril 1973 et 1974, au moyen d'un carottier à gravité de type Alpine (modifié par l'auteur) pesant environ 40 kg. La carotte la plus courte a été prélevée en juillet 1974, au moyen d'une benne Ekman, dont le prélèvement a été sous-échantillonné à des intervalles de 1 cm.

Tous les échantillons ont été préservés dans des sacs de plastique, à une température d'environ 2°C jusqu'à l'étape d'analyse en laboratoire.

4.2 Palynologie

4.2.1 Méthode

Les techniques de laboratoire adoptées pour la présente étude palynologique sont celles de Faegri et Iversen (1964) et de Jorgensen (1967). Brièvement, celles-ci consistent d'abord à éliminer les débris organiques, par un traitement à chaud de dix minutes avec une solution d'hydroxyde de potassium (KOH), et les particules inorganiques, au moyen de l'acide fluorhydrique (HF) d'un cm³ de sédiments frais pour chaque niveau stratigraphique étudié. L'échantillon est ensuite déshydraté dans l'acide acétique glacial avant de subir l'acétolyse, soit un mélange de neuf parties d'anhydride acétique et d'une partie d'acide sulfurique (H₂SO₄), pendant une minute à chaud. Après ces divers traitements aux acides, les grains sont ensuite lavés deux fois à l'eau, distillés, puis colorés au rouge neutre et enfin mélangés à un peu de glycérine pour être montés sur des lames de verre.

Selon la possibilité, tous les grains, sur une ou plusieurs lames, sont ensuite identifiés et comptés afin de déterminer la fréquence pollinique absolue (FPA) exprimée en nombre de grains par cm³ de sédiments. Les comptages sont effectués à un grossissement de 250 fois, alors que des grossissements de 625 ou même de 1,250 fois, grâce à des objectifs à immersion, peuvent être utilisés sur le microscope pour les problèmes d'identification.

4.2.2 Résultats

Les figures 8.17 et 8.18 représentent en pourcentage les divers spectres sporo-polliniques de chaque niveau stratigraphique étudié. Les données absolues de ces spectres apparaissent aux tableaux 8.5 et 8.6. La fréquence pollinique absolue ainsi que le nombre de grains de pollen comptés à chaque niveau apparaissent à droite du diagramme. La colonne sédimentologique est située à gauche du diagramme. L'argile légèrement organique constitue l'essentiel des colonnes stratigraphiques.

Le rectangle, immédiatement à droite de la colonne sédimentologique, résume l'évolution des courbes polliniques de l'épinette (*Picea*), du pin (*Pinus*) et du bouleau (*Betula*). Le trait gras représente la somme des pourcentages du pollen des arbres, et les lignes horizontales, celles des herbes.

4.2.3 Chronologie

Malheureusement, dû à la faible teneur en matière organique des sédiments (<10%), il nous a été impossible d'évaluer l'âge des différents niveaux stratigraphiques au moyen de la méthode du radio-carbone¹⁴. Les seuls indicateurs de temps par lesquels nous pouvons approximativement évaluer la vitesse de sédimentation dans la fosse du lac Saint-Jean sont la courbe d'abondance de *Pinus strobus* au niveau de 600 cm ainsi que l'augmentation des arbustes vers le niveau de 20 cm. Il est évident que le diagramme pollinique est incomplet à la base parce que les spectres ne sont pas caractéristiques d'une végétation arctique ou hémiarctique. L'absence des spectres polliniques caractéristiques des zones d'herbacées, d'épicéa et de la majeure partie de la zone des pins, lesquels se sont implantés successivement après le retrait du glacier de la région en s'échelonnant sur une période de temps de 4,000 à 5,000 années, nous porte à croire que l'épaisseur totale des sédiments lacustres postglaciaires devrait atteindre environ 10 m. Lasalle (1964) a établi l'âge minimal de la déglaciation de la région

à environ 10,000 ans avant aujourd'hui. Par corrélation avec les travaux de Richard (1973) nous pouvons approximativement établir l'âge du niveau stratigraphique de 600 cm de la figure 8.17 qui marque possible-ment la transition entre les zones polliniques B/C-1¹ (Deevey, 1951) à environ 5,000 années avant aujourd'hui. En admettant que cette hypothèse soit vraie, on obtient un taux moyen de sédimentation annuel de 1.2 mm pour la période postérieure à la zone pollinique des pins (zone B).

De plus, la diminution de plusieurs espèces d'arbres (*Picea mariana*, *Pinus divaricata*, *P. strobus*), concomitante avec l'augmentation d'arbustes (*Alnus crispa*, *A. rugosa*) et d'herbacées (Cyperaceae, Gramineae, *Ambrosia*) entre les niveaux stratigraphiques d'environ 25 à 0 cm, sont de bons indicateurs marquant les débuts de l'époque de colonisation. Les premiers travaux de colonisation commencent au début des années 1850, dans la partie est du bassin amont de la Belle Rivière.

Il est évident que la déforestation des bassins versants et des basses-terres de la région contribua considérablement à l'augmentation des processus d'érosion et, par le fait même, augmenta aussi la vitesse de sédimentation au point de prélèvement des carottes. Ouellet et Poulin (1976a) démontrèrent, dans leur étude paléoécologique du lac Waterloo, que la vitesse de transport des sédiments du bassin versant vers la cuvette lacustre est largement contrôlée par le type de couvert végétal de celui-ci et qu'elle augmente par un facteur pouvant atteindre 14 fois, en l'absence de celle-ci.

-
- ¹B : symbole de la zone pollinique représentée par le maximum d'abondance de *Pinus*, qui caractérisa le sud du Québec et le nord de la Nouvelle-Angleterre pendant une partie de la période postglaciaire s'échelonnant entre 9,500 et 6,100 années avant aujourd'hui.
- C-1 : Symbole de la zone pollinique subséquente caractérisée par un maximum de *Truga* et qui persista jusqu'à environ 5,000 années avant aujourd'hui.

En considérant le niveau stratigraphique d'environ 25 cm comme étant approximativement corrélatif avec les années 1850, la vitesse de sédimentation pour cette période anthropique peut être établie à 2.5 mm par année. Ceci semble réaliste, si l'on considère que la compaction est plus faible pour les sédiments localisés immédiatement sous l'interface sédiments-eau. De plus, le rapport entre la surface de la cuvette lacustre et la partie défrichée des basses-terres du lac Saint-Jean est beaucoup plus du même ordre de grandeur que le rapport existant entre ces deux mêmes superficies du lac Waterloo. En somme, le déboisement du bassin versant du lac Saint-Jean devait avoir un impact beaucoup moins considérable sur la vitesse de sédimentation lacustre que sur un lac de superficie plus restreinte. Dans un certain sens, les sédiments érodés des terres arables sont dilués à l'intérieur de la grande superficie réceptrice, ainsi que par les apports considérables des sédiments en provenance des grandes rivières du nord. Il semblerait logique de croire que les charges de sédiments fluviaux transportées par les rivières Chamouchouane, Mistassini et Péribonca sont sensiblement demeurées les mêmes depuis l'établissement de la végétation forestière à l'intérieur des bassins versants de celle-ci, c'est-à-dire depuis 7,000-8,000 ans. Seul le régime de la charge sédimentologique transportée par la rivière Péribonca a été modifié tout dernièrement par l'implantation sur celle-ci des ouvrages hydro-électriques.

4.2.4 Interprétation palynologique

Les divers spectres polliniques de la carotte de 610 m (figure 8.17) sont révélateurs du point de vue de l'évolution paléofloristique régionale. Les divers palynomorphes constitués seulement par **Betula**, **Picea mariana**, **Pinus divaricata**, **Abies balsamea**, **Pinus strobus**, **Alnus crispa** et **Alnus rugosa** sont les seuls dont l'abondance est significative pour fin d'interprétation paléoécologique, bien que leurs fluctuations stratigraphiques demeurent extrêmement modérées. De plus, comme discuté précédemment, l'absence dans le présent diagramme des

zones polliniques caractérisant les divers stages d'implantation de la végétation que l'on retrouve dans presque tous les dépôts tardi et postglaciaires rend encore l'interprétation du présent diagramme d'autant plus difficile.

Il est évident que plusieurs caractéristiques physiques du réseau hydrographique du lac Saint-Jean influencent grandement la diversité des palynomorphes présents dans les sédiments, ainsi que leur fluctuation stratigraphique. **L'histoire de la végétation régionale est très mal enregistrée dans le diagramme pollinique, dû au fait que le site échantillonné est situé à quelque 16 km de la végétation la plus près. Ceci a pour effet d'amplifier davantage la sous-représentation des espèces ayant une faible productivité pollinique et d'homogénéiser la représentation des espèces qui possèdent une plus forte productivité pollinique.** D'autre part, la forte représentation tout au long du diagramme d'*Alnus crispa* et d'*Alnus rugosa* semble indiquer que le transport fluvial du pollen, principalement par les grandes rivières du nord, est important. Ceci semble aussi contribuer à atténuer les enregistrements des fluctuations paléofloristiques dans les sédiments. Le fait que les spectres polliniques des sédiments du lac Saint-Jean sont le résultat d'une homogénéisation des grains de pollen provenant de végétation croissant à des distances relativement considérables des sites d'échantillonnages a pour effet de rendre l'interprétation des associations paléofloristiques encore plus difficile. Cette difficulté est atténuée de beaucoup lorsque les spectres polliniques fossiles proviennent d'une petite tourbière ou d'un petit lac. L'enregistrement des paléofluctuations climatiques et floristiques dans de tels milieux est généralement beaucoup plus prononcé, donc d'autant plus facile d'interprétation.

La période incluant les niveaux de 610 à 575 cm semble marquer la fin de la sapinière, dont le bouleau blanc (*Betula papyrifera*) a probablement été l'espèce compagne. Dans le présent diagramme pollinique,

Le diamètre moyen des grains de pollen de **Betula** semble quelque peu sous-estimé. Comme l'a démontré Fredskield (1973), les grains possédant les plus petits diamètres (20-25 μ) sont généralement considérés comme caractéristiques des espèces arbustives, tandis que les grains possédant les plus grands diamètres caractérisent principalement **Betula papyrifera** (25-30 μ) et **Betula lutea** (>30 μ). Dans la présente situation, il semble plus plausible de croire que les deux histogrammes de fréquences du diamètre des grains de **Betula** situés à la base du diagramme (615 et 600 cm) caractérisent davantage **Betula papyrifera** que **B. glandulosa**, **B. pumilia** ou encore **Betula nana**. Par contre, si ces courbes étaient typiques des bouleaux arbustifs, il faudrait admettre que ces derniers auraient été abondants dans le paysage régional entre les niveaux 315 à 30 cm. Ceci semble peu probable et il faudrait plutôt croire à un transport fluvial important vers la cuvette lacustre de ce type de pollen de bouleau (**Betula**) à petit diamètre. Nous attribuons cette sous-représentation du diamètre de **Betula** aux processus environnementaux pendant la période de préservation des grains dans les sédiments ou encore aux techniques d'analyses de laboratoire.

Dans la zone subséquente (575-310 cm), le bouleau jaune (**Betula lutea**) augmente en importance, bien que le bouleau blanc (**Betula papyrifera**) demeure encore une espèce bien représentée du couvert forestier. Par contre, le pin blanc (**Pinus strobus**) régresse quelque peu, tandis que le sapin (**Abies**) et les épinettes (**Picea**) demeurent relativement stables.

A cette époque, il se peut que les sites mésiques des basses-terres ainsi que ceux d'altitude intermédiaire situés au sud du lac Saint-Jean aient été dominés par le domaine de la sapinière à bouleau jaune. Par contre, au nord du lac, le bouleau blanc (**Betula papyrifera**) était probablement l'espèce compagne. Les sites hydriques devaient être occupés par l'épinette noire (**Picea mariana**), tandis que les sites xériques supportaient ici et là les pins.

Du niveau 315 à 25 cm, l'aulne vert (*Alnus crispa*) et l'aulne rugueux (*Alnus rugosa*) progressent légèrement au détriment du pollen arborescent. Les courbes du diamètre des grains de bouleau tendent à suggérer une nette diminution du bouleau jaune (*Betula lutea*), bien que le bouleau blanc (*Betula papyrifera*) se maintienne. L'épinette noire (*Picea mariana*) ainsi que la sphaigne (*Spagnum*) augmentent aussi leur représentativité à l'intérieur de cette période.

L'évolution des divers spectres polliniques de cette partie du diagramme (315-25 cm) tend à suggérer une dégradation du climat régional, qui favorisa le développement des associations végétales de la sapinière et de la pessière à bouleau blanc. Les sites hydriques devenant plus nombreux, l'épinette noire (*Picea mariana*), l'aulne rugueux (*Alnus rugosa*) et la sphaigne (*Shagnum*) augmentent donc en importance.

Dans le diagramme de la figure 8.18, les fluctuations des spectres polliniques de l'intervalle compris entre les niveaux stratigraphiques de 25 à 0 cm révèlent les effets de la colonisation de la région, qui débuta vers 1850. Cette zone stratigraphique a été particulièrement étudiée dans la carotte 07-74.

Dans la figure 8.17, il est évident que les essences d'importance commerciale telles que l'épinette noire (*Picea mariana*), le pin gris (*Pinus divaricata*) et le pin blanc (*Pinus strobus*) accusent une nette régression relativement à la période préhistorique. D'autre part, la régression du couvert forestier sous la poussée des colons a permis à l'aulne rugueux (*Alnus rugosa*), aux Cyperaceae, aux Gramineae et à l'Ambrosie (*Ambrosia*) de se développer davantage.

Dans la figure 8.18, l'intervalle stratigraphique de 22 à 0 cm semble postdater de quelque peu l'arrivée des premiers colons dans la région. La légère régression du couvert forestier ainsi que la présentation de Gramineae à la base du diagramme en sont les meilleurs indicateurs. De plus, la diminution constante de la fréquence pollinique

absolue (FPA), bien que peu apparente pour ces mêmes niveaux dans la figure 8.17, apporte davantage de poids à cette argumentation. Comme nous le verrons dans la partie traitant de la géochimie stratigraphique du présent rapport, la présence du Pb en concentration excédant 2 ppm au niveau de 23 cm confirme cet énoncé.

L'évolution récente (< 100 ans) de la végétation, telle qu'elle a été révélée par le diagramme pollinique des 22 premiers centimètres de sédiments, mérite certaines considérations. Les différentes échelles de temps utilisées dans les deux diagrammes polliniques pour enregistrer cette évolution floristique semblent à première vue porter à confusion. Si l'on tient compte que les comptages polliniques des niveaux en question ont été exécutés indépendamment dans des laboratoires différents¹, il est compréhensible que de petites variations existent. Pour les mêmes niveaux, les tendances générales sont sensiblement homologues, si ce n'est le comportement du pin blanc (*Pinus strobus*) et de la fréquence pollinique absolue (FPA). Dans la carotte 04-75, ce paly-nomorphe diminue à la surface, tandis que, pour ces mêmes niveaux, dans la carotte 07-74, celui-ci augmente quelque peu. De plus, la fréquence pollinique absolue (FPA) est d'environ trois (3) fois inférieures (20×10^3) pour le niveau de surface de cette dernière carotte, alors qu'elle demeure stable à 60×10^3 grains par cm^3 pour la carotte 04-75.

Les douze (12) spectres polliniques de la carotte 07-74, contemporains de la période anthropique (postdatant 1850) du bassin du lac Saint-Jean, nous permettent d'en esquisser l'histoire floristique avec une résolution de temps se rapprochant de la décennie.

¹ Le diagramme de la carotte 04-75 a été compté par Pierre Richard, à l'Université du Québec à Chicoutimi, tandis que le diagramme de la carotte 07-74 a été compté par Philippe Poulin, à l'INRS-Eau.

Pour en faciliter l'interprétation et sans s'éloigner grandement de la réalité, on peut admettre que les niveaux de 0 et 2 cm représentent les décennies de 1970 et de 1960, tandis que, dans la partie inférieure du diagramme pollinique, les niveaux de 20 et 22 cm sont approximativement contemporains des décennies 1870 et 1860.

En se basant sur cette échelle chronologique, on constate, de la base du diagramme (1860) jusqu'au niveau stratigraphique de 14 cm (1900), que les palynomorphes arborescents décroissent de 20%, alors que les palynomorphes de la strate arbustive et herbeuse augmentent d'autant. Pendant cette période, l'épinette noire (*Picea mariana*), le sapin baumier (*Abies balsamea*) et le pin blanc (*Pinus strobus*) décroissent rapidement. Au début de cette période, l'industrie forestière, qui atteignait alors son maximum d'activités, contribua considérablement à la réduction du couvert forestier. De plus, après le feu de 1870, qui ravagea l'ensemble de la région Saguenay - lac Saint-Jean, les divers aspects de l'activité agricole commencèrent à contribuer davantage à cette réduction de la forêt. La régénération du pin gris (*Pinus divaricata*), qui réatteint un nouveau sommet au niveau de 16 cm (1880), fut probablement le résultat du feu de 1870. Il est bien connu que, sous l'effet de la chaleur du feu, cette essence fait éclater ses cônes et ainsi disperse ses graines, qui peuvent s'emparer immédiatement du sol et éliminer les concurrents (Marie-Victorin, 1925). Au contraire de cette dernière espèce, l'épinette noire (*Picea mariana*), le sapin baumier (*Abies balsamea*) et le pin blanc (*Pinus strobus*) n'ont cessé de décroître depuis 1860, sous l'influence des activités humaines (incluant le feu), pour atteindre leur minimum de représentativité vers les années 1900-1910. Avec la réduction des activités de l'industrie forestière à l'intérieur des basses-terres du lac Saint-Jean, on assiste, parallèlement à ce mouvement des années 1900, à une intensification des activités agricoles, qui atteindront un sommet immédiatement avant le début de la Deuxième Guerre mondiale.

Ces tendances se traduisent, dans le diagramme pollinique, par un accroissement de la strate des herbacées. Les Cyperaceae, Gramineae et particulièrement l'Ambrosie (*Ambrosia*) reflètent cette augmentation des activités agricoles. Les épinettes et les pins commencent à récupérer, par suite du déplacement vers des régions plus éloignées (parc des Laurentides) des activités intenses de l'industrie forestière. De plus, à l'intérieur de cette période, l'aulne vert (*Alnus crispa*) et l'aulne rugueux (*Alnus rugosa*) ont un comportement réciproque. La première espèce diminue substantiellement, de bas en haut du diagramme, tandis que la seconde prend de l'importance. Il est possible que le drainage des terres, pour fin de production agricole, et le relèvement du niveau du lac, pour fin de production d'hydro-électricité, soient les principaux facteurs responsables des fluctuations stratigraphiques des espèces d'aulnes. La réduction graduelle du couvert forestier aurait contribué à augmenter la température de l'habitat de ces arbustes, tout en favorisant l'évapotranspiration. Un meilleur drainage des terres ainsi que la réduction des surfaces inondées du printemps auraient aussi favorisé le développement de l'aulne rugueux (*Alnus rugosa*) au détriment de l'aulne vert (*Alnus crispa*), cette dernière espèce préférant un habitat plus nordique.

Du niveau stratigraphique de 6 cm (1940) à la surface (1970), le diagramme pollinique montre que le couvert forestier continue de récupérer, principalement au détriment des herbacées. Ceci correspond probablement en partie à l'abandon ou encore au reboisement artificiel des terres marginales, ainsi qu'au meilleur contrôle des mauvaises herbes fourragères qui caractérisent cette période d'après-guerre.

4.2.5 Corrélation

La figure 8.10 résume les types de végétation régionale qui se sont succédés durant l'intervalle sédimentologique étudié. En l'absence de datation au moyen du radio-carbone¹⁴, cette corrélation de la carotte du lac Saint-Jean avec celles des sites Montagnais et Kénogami de Richard (1976) nous permettra de préciser la chronologie des événements.

Pour le bénéfice du lecteur, il est bon de rappeler encore ici que le site du lac Saint-Jean, par sa morphologie, ne peut pas caractériser qu'un seul type d'associations climatiques. Les associations végétales situées tant sur les basses-terres que sur les hauteurs, ou encore situées à des distances relativement considérables en direction nord, sud ou autres, contribuent chacune selon leur propre productivité pollinique aux spectres préservés dans les sédiments de la fosse de la cuvette lacustre.

La corrélation des zones de la carotte du lac Saint-Jean repose essentiellement sur les changements paléofloristiques provoqués principalement par une modification régionale du climat. Même si cette modification du climat peut être similaire pour différents sites d'une même région, l'association végétale qui en résulte est fonction des caractéristiques écologiques de chacun de ces sites.

Vers 5,300-5,500 années avant aujourd'hui, dans les diagrammes paléofloristiques mis en corrélation (figure 8.9), on assiste à un développement des types de végétations plus thermophiles, probablement provoqué par un réchauffement climatique général. La sapinière à bouleau blanc et la sapinière à bouleau jaune avec ormeraie-frênaie s'implantent respectivement aux sites Montagnais et Kénogami de Richard. Sous l'influence de cette amélioration climatique, la végétation enregistrée par le site du lac Saint-Jean passe d'une sapinière à bouleau blanc à une sapinière à bouleau jaune et bouleau blanc, c'est-à-dire un type de végétation intermédiaire à ceux des sites Montagnais et Kénogami pour la période s'échelonnant approximativement entre 5,500 et 2,500 années avant aujourd'hui. Le bouleau jaune (*Betula lutea*) s'est implanté probablement davantage sur les sites des basses-terres, tandis que le bouleau blanc (*Betula papyrifera*) a continué à dominer les sites de plus grandes altitudes et latitudes. Par contre, l'hypothèse suggérée par Richard (1973), selon laquelle l'ormeraie-frênaie devrait occuper les nombreuses stations hydriques des basses-terres du lac Saint-Jean, n'est pas soutenue par le présent diagramme pollinique. La pauvre productivité

diagramme pollinique. La pauvre productivité pollinique de ces essences et de l'érable (*Acer*) contribue à amplifier la sous-représentation de ces palynomorphes dans les sédiments du lac Saint-Jean. Cette hypothèse pourrait possiblement être vérifiée en sélectionnant comme site d'étude un petit lac situé sur les terres basses du lac Saint-Jean.

Vers 2,000-2,500 années avant aujourd'hui, sous l'influence d'une dégradation générale du climat (Ouellet, 1974; Ouellet et Poulin, 1976a; Richard et Poulin, 1976), on assiste à un remplacement des espèces thermophiles de la période précédente par des essences plus boréales, telles que l'épinette noire (*Picea mariana*). Ce climat plus froid et plus humide, qui s'implanta alors dans toute la région, marque les débuts du climat actuel. Ce climat persista au cours des 120 années de la période anthropique et persiste encore aujourd'hui.

5. PALEOGEOCHIMIE

5.1 Méthodes et résultats

Plusieurs niveaux successifs des carottes 04-75, 04-74, 04-73 et 07-74 du lac Saint-Jean ont été analysés pour leur contenu en H₂O, en C, en CO₃⁼, en produits de dégradation de la chlorophylle sédimentaire (PDCS), en Cu, en Zn, en mercure (Hg), en Pb, en Ni, en Co, en argent (Ag), en antimoine (Sb) et en Mn.

Les produits de dégradations de la chlorophylle sédimentaire (PDCS) des carottes 04-75 et 07-74 ont été quantifiés en unités relatives, selon la méthode de Vallentyne (1955, 1956). Cette méthode consiste à extraire les pigments d'environ un gramme de sédiments frais au moyen de l'acétone à 90%, et à mesurer la densité optique de la solution au moyen d'un spectrophotomètre à la longueur d'onde de 670 nm. Plusieurs auteurs (Smith et Benitex, 1955; Vallentyne, 1955; Gorham, 1960; Yentsch, 1966; Czezuga et Czerpak, 1968; Margalef, 1968; Moss, 1968; Daley, 1913; Ouellet, 1974; Jones et al.,

1977) ont étudié les diverses relations écologiques et paléoécologiques de ces pigments en milieux aquatiques.

Les figures 8.20 à 8.23, fortement inspirées de la méthode palynologique, représentent respectivement les courbes de la distribution stratigraphique des divers paramètres étudiés pour les carottes 04-75, 04-74, 04-73 et 07-74. Les données numériques de ces diagrammes stratigraphiques sont énumérées aux tableaux 8.7 à 8.10.

6. CONCLUSION

Le comportement stratigraphique des paramètres géochimiques révèle une grande stabilité paléoécologique pour la période pré-anthropique (>120 années). Il y a environ 5,500 années, la mer de Laflamme s'était retirée de la cuvette du lac Saint-Jean depuis près de 3,000 ans et les processus d'érosion et de transport des sédiments s'étaient largement stabilisés. Le plan d'eau du lac était déjà descendu près de son niveau naturel d'avant 1924 et le relèvement isostatique du continent était sensiblement réduit.

Un échantillonnage qui aurait atteint les dépôts marins de la cuvette du lac nous aurait permis de mettre en évidence plusieurs variations géochimiques pour la phase de transition entre les milieux marins et lacustres. Ouellet et Poulin (1976a, b) ont démontré, dans leurs études paléoécologiques des lacs Matamek et Waterloo, l'influence de l'implantation postglacière du couvert forestier sur le bassin versant de ces lacs. La présence de cette végétation, en plus de réduire considérablement le transport des sédiments inorganiques, modifie le potentiel rédox et facilite l'érosion sélective de certains éléments, comme le Fe et le Mn, vers la cuvette lacustre.

Dans la partie pré-anthropique de la figure 8.20, seuls les produits de dégradation de la chlorophylle sédimentaire (PDCS) varient de manière sensible. Toutes les autres variables étudiées de cette période, incluant celles des figures 8.21 et 8.22, demeurent très stables. **Cet accroissement des PDCS peut être interprété comme une augmentation naturelle du niveau trophique, c'est-à-dire l'eutrophisation ou encore le vieillissement naturel des eaux du lac Saint-Jean.** Wetzel (1970) et Ouellet (1974) ont utilisé ce paramètre pour quantifier l'eutrophisation naturelle des lacs, tandis que Gorham et Sanger (1976) l'ont utilisé comme indicateur d'eutrophisation anthropique.

La période anthropique est caractérisée par un accroissement sensible de la teneur en Pb et Hg. De plus, les PDCS, le Cu, le Zn et le Mn augmentent aussi de manière sensible à l'intérieur de cette même période. Ces variations stratigraphiques récentes sont le reflet de l'impact des activités

humaines sur l'écosystème aquatique. Ouellet (1975), Visser, Ouellet et al., (1976) ont démontré que cette contamination récente des écosystèmes aquatiques semblait généralisée à la grandeur de la planète. Ces diagrammes géochimiques nous permettent de constater que la teneur du Pb et du Hg dans les sédiments les plus récents est respectivement de 20 et 7 fois plus élevée par rapport au niveau naturel de période pré-anthropique.

Dans la figure 8.23, le fait que la teneur en Pb soit supérieure à 2 ppm au niveau de 23 cm nous porte à croire que l'ensemble de cet intervalle stratigraphique (23-0 cm) est entièrement contemporain de la période historique de la région. Dans le même diagramme, l'augmentation de la teneur en C et la réduction des PDCS entre les niveaux de 15 à 5 cm pourraient possiblement s'expliquer ainsi. Jusqu'au tournant du siècle, les activités forestières, principalement par le flottage du bois ainsi que par l'augmentation des processus d'érosion, contribuent à accroître l'apport de particules organiques allochtones non pigmentées. D'autre part, si cette hypothèse est plausible, vers la période postérieure aux années 1920, la réduction de l'impact des activités forestières sur le milieu aquatique concomitante avec l'accroissement des substances nutritives dérivant des activités agricoles ou autres (domestiques) ont eu pour résultat de stimuler la productivité primaire du milieu aquatique. Ce qui a contribué à accroître dans le milieu la quantité de carbone chlorophyllien, comme illustré dans la figure 8.23 pour la partie supérieure de la courbe de PDCS.

7. BIBLIOGRAPHIE

- AUER, V. (1930).
Peat bogs in Southeastern Canada. Geol. Survey Can., Mem. 162.
- BATES, C.C. (1953).
Rational theory of delta formation. An. Assoc. Petroleum Geologist Bull., 37: 2119-2162.
- BOWMAN, P.W. (1931).
Study of a peat bog near the Matamek River, Québec, Canada, by the method of pollen analysis. Ecol., 12(4): 694-708.
- BOYLE, R.W., W.M. TUPPER, J.J. LYNCH, G. FRIEDRICH, M. ZIAUDDIN, M. SHAFIQUALLAH, M. CARTER and K. BYGRAVE. (1966).
Geochemistry of Pb, Zn, Cu, Ag, Sb, Mo, Sn, W, Ag, Ni, Co, Cr, Ba and Mn in the waters and stream sediments of the Bathurst-Jacquet River district New-Brunswick, Canada. Geol. Survey, Can., paper 65-42, 50 p.
- BRADLEY, W.H. (1965).
Vertical density currents. Science, 150: 1423-1428.
- CATTELL, R.B. (1952).
Factor analysis: an introduction for psychologist and social scientists. Harper, New York.
- CHURCH, M. and R. GILBERT. (1975).
Proglacial fluvial and lacustrine environments. Soc. Econ. Paleont. Mineral, special publ. 23: 22-100.
- COKER, W.B. and I. NICHOL. (1972).
The relation of lake sediments geochemistry to mineralization in the Northwest Ontario Region of the Canadian Shield. Econ. Geol., 70: 202-218.
- CZECZUGA, B. and R. CZERPAK. (1968).
Investigations on vegetal pigments in postglacial bed sediments of lakes. Z. Hydrol., 30: 217-231.
- DALEY, R.J. (1973).
Experimental characterization of lacustrine chlorophyll diagenesis. Arch. Hydrobiol., 72(4): 409-439.

- DEEVEY, E.S. Jr. (1951).
Lake-glacial and postglacial pollen diagram from Maine. *Am. J. Sci.*,
249: 717-752.
- FAEGRI, K. and J. IVERSEN. (1964).
Textbook of pollen analysis. 2nd ed., Munksgaard, Copenhagen.
- FARMER, D.G. (1971).
A computer simulation on model of sedimentation in a salt wedge estuary.
Marine Geology, 10: 133-143.
- FOREL, F.A. (1885).
Les ravins sous-lacustres des fleuves glaciaires. *Acad. Sci. Paris*,
comptes rendus, 101: 725-728.
- FREDSKIELD, B. (1973).
Studies in the vegetational history of Freenland. Palaeobotanical in-
vestigations of some Holocene lake and bog deposits. *Meddr Gröenland*,
198(4): 7-245.
- GORHAM, E. (1960).
Chlorophyll derivatives in surface muds from the English lakes. *Limnol.*
Oceanogr., 5: 29-33.
- GORHAM, E. and J.E. SANGER. (1976).
Fossilized pigments as stratigraphic indicators of cultural eutrophica-
tion in Shagawa Lake, Northeastern Minnesota. *Geol. Soc. Am.*, *bull.* 87:
1638-1642.
- GUY, H.P. (1970).
Fluvial sediment concepts. Techniques of water-resources investigations
of the United States Geological Survey. Chapter C1, 3: 48.
- HADLEY, G. (1964).
Linear algebra. Addison-Wesley Inc., Mass.
- HARMAN, G.H. (1960).
Modern factor analysis. Chicago Univ. Press, Illinois.
- HORST, P. (1965).
Factor analysis of data matrices. Holt, Rinehart and Winston, Toronto.

- HOUBOLT, J.J. and J.B.M. JONKER. (1968).
Recent sediments in the eastern part of the Lake of Geneva (Lac Lemman).
Geol. en Mijnbouw, 47: 131-148.
- JONES, H.G., A. BACHAND, P. COUTURE, J.J. FOURNIER, F. RODRIGUEZ, et
L. TALBOT. (1977).
Réseaux de surveillance écologique: choix de paramètres pour le monitoring de la production microbiologique des eaux douces du territoire de la baie James, Québec. INRS-Eau, rapport scientifique No 75, 322 p.
(Pour la Société d'énergie de la baie James).
- JORGENSEN, G. (1967).
A method of absolute pollen counting. New Phytol., 66: 489-493.
- KAISER, H.G. (1958).
The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. Psychometrika, 23: 187-200.
- KENDALL, M.F. (1957).
A course on multivariate analysis. Hafner, New York.
- KINDLE, E.M. (1925).
The bottom deposits of Lake Ontario. Royal Soc. Canada Proc., 3rd series: 19, sec. IV, 47-102.
- KLEEREKOPER, H. and F. GRENIER. (1952).
The bottom sediments of Lake Lauzon, Montcalm county, Province of Quebec. Can. J. Zool., 3: 219-242.
- LASALLE, P. (1964).
Géologie de surface de la région d'Hébertville. Min. Rich. nat. Qué., rapport préliminaire 575.
- LASALLE, P. (1965).
Radiocarbonate date from the Lake St-John area, Québec. Science, 149: 850-862.
- LASALLE, P. (1966).
Late Quaternary vegetation and glacial history in the St-Lawrence Lowlands, Canada. Leidse Geol. Medel., 38: 91-128.
- LEWIS, C.F.M. (1966).
Sedimentation studies of unconsolidated deposits in the Lake Erie basin. Unpubl. Ph.D. thesis, Univ. of Toronto, Toronto, Ontario, 134 p.

- LEWIS, C.F.M., T.W. ANDERSON and A.A. BERTI. (1966).
Geological and palynological studies of early Lake Erie deposits. Proc. 9th Conf. Great Lakes Research, Great Lakes Research Div., Univ. of Michigan, Publ. 15: 176-191.
- LINEBACK, J.A. and D.L. GROSS. (1972).
Depositional patterns, facies and traces element accumulation in the Wankegan member of the Late-Pleistocene Lake Michigan formation in Southern Lake Michigan. Illinois State Geological Survey, Environmental Geology Notes, 58: 25 p.
- MARGALEF, R. (1968).
Perspectives in ecological theory. Univ. of Chicago Press, Illinois.
- MARIE-VICTORIN (frère) C.K. (1925).
Etudes floristiques sur la région du lac Saint-Jean. Cont. No 4 du Lab. Bot., Univ. de Montréal, 175 p.
- MEYBECK, M., P. HUBERT, P. OLIVE, E. SIEWERTZ et L. GLANGEAND. (1969).
Nouvelles données obtenues par sismique continue, sur la structure de la cuvette lémanique. C.R. Acad. Sc., 269: 2503-2508.
- MOSS, B. (1968).
Studies on the degradation of chlorophyll-a and carotenoids in freshwaters. New Phytol., 67: 49-59.
- MOTT, R.J. (1976).
A holocene pollen profile from the Sept-Iles area, Québec. Naturaliste Can., 103(5): 457-467.
- NAKSHINA, Ye. P. (1974).
Distribution of trace elements in sediments of the Kiev Reservoir. Hydrobiol. J. (English transl. *Gidrobiologicheskii Zhurnal*), 10(6): 7-11.
- OUELLET, M. (1974).
Paleoecological studies of three Lake-Quaternary lacustrine deposits from the Kingston region and some geochemical observations of bottom surface sediments of lakes from south-western Quebec. Unpubl. Ph.D. thesis, Univ. Ottawa, 390 p.
- OUELLET, M. (1975).
Augmentation récente de métaux lourds dans les sédiments de plusieurs lacs de l'Ontario et du Québec. Conférence Int. sur les métaux lourds dans l'environnement. Toronto, Ont. Canada, Oct. 27-31, 1975.

- OUELLET, M. et P. POULIN. (1976a).
Etudes paléoécologiques des sédiments du lac Waterloo. INRS-Eau, rapport scientifique No 64, 87 p.
- OUELLET, M. et P. POULIN. (1976b).
Résultats préliminaires sédimentologiques et paléolimnologiques de la région de la rivière Matamek. INRS-Eau, rapport interne No 46, 48 p. (Pour Woods Hole Oceanographic Institution).
- PICHETTE, M. et Q. GUIMONT. (1975).
Méthode d'analyse des sédiments de ruisseaux et des eaux souterraines 1974-1975. Min. Rich. nat. Québec, Publ. S-170, 108 p.
- PICKARD, G.L. (1953).
Oceanography of British Columbia Mainland Inlets: II. Currents. Fisheries Research Board Canada, Progress Report (Pacific), 97: 12-13.
- PICKARD, G.L. (1961).
Oceanographic features of inlets in the British Columbia Mainland Coast. Jour. Fisheries Research Board Canada, 28: 907-1016.
- POTZGER, J.E. and A. COURTEMANCHE. (1956).
A series of bogs across Quebec from the St-Lawrence Valley to James Bay. Can. J. Bot., 34: 473-500.
- RICHARD, P. (1973).
Histoire postglaciaire comparée de la végétation dans deux localités du nord du parc des Laurentides, Québec. Nat. Can., 100: 577-590.
- RICHARD, P. (1976).
Végétation tardiglaciaire du Québec Méridional et implications paléoclimatiques. 3e Colloque sur le Quaternaire du Québec, Trois-Rivières, Octobre, 38 p. 7 fig.
- RICHARD, P. et P. POULIN. (1976).
Un diagramme pollinique du mont des Eboulements, région de Charlevoix, Québec. Can. J. Earth Sci., 13(1): 145-156.
- ROSSMANN, R. and E. CALLENDER. (1969).
Geochemistry of Lake Michigan manganese nodules. Proc. 12th Conf. Great Lakes Res., Int. Assoc. Great Lakes Res., pp. 306-316.

- ROSSMANN, R., E. CALLENDER and C. BOWSER. (1972).
Inter-element geochemistry of Lake Michigan ferromanganese nodules.
24th Int. Geol. Congress Section, 10: 336-341, Montréal.
- RUKAVINA, N. and D.A. ST-JACQUES. (1971).
Lake Erie nearshore sediments. Fort Erie to Mohawk Point. Proc. 14th
Conf. Great Lakes Res., Int. Assoc. Great Lakes Res., pp. 387-393.
- SEMENOVICH, N.I., A.A. DUROCHKINA, G.F. GALKOVSKAYA and L. Ye. SHTERENBERT.
(1973).
Clay minerals in sediments of Lake Omega. Acad. Sci. USSR, DOKL., Earth
Sci. Sect., 206(1-6): 199-202.
- SLY, P.G. (1976).
Lake Erie and its basin. J. Fish. Res. Board Can., 33: 355-370.
- SLY, P.G. and R.L. THOMAS. (1974).
Review of geological research as it relates to an understanding of Great
Lakes limnology. J. Fish. Res. Board Can., 31: 795-825.
- SMITH, J.H.C. and M.V. BENITEZ. (1955).
Modern methoden der pflanzenanalyse. Paech, K. and Tracey, M.V.
(eds.), Springer Berlin, 4: 142.
- TABATA, S. and G.L. PICKARD. (1957).
The physical oceanography of Bute Inlet, British Columbia. Jour. Fish-
eries Research Board Canada, 14: 487-520.
- TERASMAE, J. (1960).
Contribution to Canadian palynology No. 2. Parts I-II. Geol. Surv.
Can., Bull. 56.
- THEOBALD, P.K. Jr., H.W. LAKIN, D.B. HAWKINS. (1963).
The precipitation aluminium, iron and manganese at the junction of Deer
Creek with Snake River in Summit county, Colorado. Geochem. and Cosmo-
chim. Acta, 28: 121-132.
- THOMAS, R.L. (1969).
A note on the relationship of grain-size, clay content quartz and orga-
nic carbon in some Lake Erie and Lake Ontario sediments. J. Sediment.
Petrol., 39: 803-809.

- THOMAS, R.L., J.M. JAQUET and A.L.W. KEMP. (1976).
Superficial sediments of Lake Erie. *J. Fish. Res. Board Can.*, 33: 385-403.
- THOMAS, R.L., A.L.W. KEMP and C.F.M. LEWIS. (1972).
Distribution composition and composition of the superficial sediment of Lake Ontario. *J. Sediment. Petrol.*, 42: 66-84.
- THOMAS, R.L., A.L.W. KEMP and C.F.M. LEWIS. (1973).
The superficial sediments of Lake Huron. *Can. J. Earth Sci.*, 10: 222-271.
- TREMBLAY, G. (1970).
Geology of the unconsolidated deposits of the Isle-Maligne - Saint-Ambroise Area. Preliminary Report 575. Min. of nat. res., Gov. Québec, 17 p.
- VALLENTYNE, J.R. (1955).
Sedimentary chlorophyll determination as a paleobotanical method. *Can. J. Bot.*, 33: 304-313.
- VALENTYNE, J.R. (1956).
Epiphysis carotenoids in post-glacial lake sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 1: 252-262.
- VERNET, J.P. and R.L. THOMAS. (1972).
Levels of mercury in the sediments of some Swiss Lakes including Lake Geneva and the Rhone River. *Ecologiae Geol. Helv.*, 65: 293-306.
- VERNET, J.P., R.L. THOMAS, J.M. JAQUET and R. FRIEDLI. (1972).
Texture of the sediments of the Petit-Lac (western Lake Geneva). *Ecologiae Geol. Helv.*, 65(2): 591-610.
- VINCENT, J.S. (1973).
A palynological study for the little clay belt, Northwestern, Québec. *Nat. Can.*, 100: 59-69.
- VISSER, S.A., H.G. JONES, M. OUELLET, L. POTVIN et J.L. SASSEVILLE. (1976).
Quelques aspects environnementaux du mercure dans la région du lac Mistassini. INRS-Eau, rapport scientifique No 68, 102 p.

VYKHRISTYUK, L.A. (1973).

Distribution of organic matter in the sediment of Lake Baikal. Acad. Sci. USSR., DOKL., Earth Sci. Sect., 205(1-9): 235-237.

WETZEL, R.G. (1970).

Recent and postglacial production rates of a marl lake. Limnol. Oceanogra., 15: 491-503.

YENTSCH, C.S. (1966).

The measurement of chloroplastic thirty years of progress; IN: "Chemical environment in the aquatic habitat". Goeterman, H.L. and Clynno, R.S. (eds.). N.V. Noord-Hollandsche Uitgevers, Amsterdam, pp. 256-270.

TABLEAU 8.1 Localisation des sites d'échantillonnage ainsi que les résultats granulométriques et géochimiques des sédiments de fond du lac Saint-Jean.

NUMERO	LATITUDE	LONGITUDE	PROFONDEUR	SP ¹	C	Cu	Zn	Pb	Ni	Co	Mn
760628001	48°33'23"	71°45'23"	20	15	22	9	76	26	24	10	240
760629002	48 34 0	71 47 26	20	8	5	4	116	28	40	9	900
760629005	48 31 42	71 48 44	38	10	1	1	32	6	7	2	426
760629007	48 30 31	71 47 8	15	11	1	1	18	1	7	2	42
760629008	48 29 45	71 47 41	15	11	1	1	18	1	5	2	56
760629009	48 29 51	71 47 18	0	10	1	1	12	2	8	2	44
760629010	48 29 10	71 48 0	7	8	1	1	14	3	8	2	54
760229011	48 28 26	71 49 28	20	12	1	1	16	5	2	2	78
760229012	48 28 13	71 49 6	0	9	1	1	20	4	9	2	144
760229013	48 27 50	71 51 9	35	15	2	4	44	8	11	2	216
760229014	48 26 29	71 52 0	38	13	4	5	50	10	12	4	166
760229015	48 26 7	71 55 5	35	12	8	3	66	11	10	2	164
760229016	48 25 39	71 57 0	20	11	1	1	32	2	8	2	72
760229017	48 25 8	71 57 58	20	8	19	6	76	30	9	2	140
760229018	48 24 53	71 57 41	18	8	5	3	59	8	8	2	130
760229019	48 25 2	71 58 1	0	8	2	4	20	5	12	2	206
760229021	48 25 11	71 59 2	0	13	1	2	14	1	9	2	120
760229022	48 25 40	71 59 41	25	11	2	1	22	1	7	22	222
760229023	48 26 9	72 0 57	25	2	1	1	32	2	8	2	446
760229024	48 26 47	72 2 36	30	3	1	1	22	3	8	2	432
760229025	48 26 40	71 59 28	105	15	11	12	100	17	24	14	850
760229026	48 27 36	71 55 18	100	20	15	13	100	24	22	9	838
760229027	48 28 48	71 53 57	60	15	15	6	56	5	16	5	270
760229028	48 30 57	71 51 41	51	15	9	8	64	9	19	2	512
760230030	48 36 49	72 19 37	10	12	5	4	34	6	7	2	182
760630031	48 37 23	72 18 36	7	12	1	1	6	1	6	2	46
760630032	48 38 35	72 18 24	8	13	2	1	14	1	5	2	56
760630033	48 40 10	72 18 41	9	8	5	6	36	5	10	2	136
760630034	48 41 18	72 18 52	4	10	1	1	10	1	5	2	34
760630035	48 42 11	72 18 0	6	12	2	3	18	1	6	2	78
760630036	48 42 53	72 16 32	5	10	1	2	8	1	4	2	58
760630037	48 43 7	72 14 49	10	10	1	1	8	1	2	2	48
760630038	48 43 40	72 12 57	9	11	1	1	4	1	4	2	80
760630039	48 44 6	72 10 48	12	11	1	1	8	2	3	2	70
760630040	48 44 33	72 6 38	15	7	2	1	18	1	8	2	72
760630041	48 43 38	72 4 37	15	15	1	1	8	1	3	2	100
760630042	48 42 47	72 7 11	6	12	1	1	10	2	4	2	146
760630043	48 42 24	72 8 45	18	11	1	1	10	1	4	2	94
760630044	48 40 47	72 12 18	25	13	5	2	26	2	6	2	218
760630045	48 41 21	72 11 41	22	13	2	2	24	4	6	2	110
760630046	48 40 13	72 14 4	7	12	1	1	4	1	5	2	72
760630047	48 38 58	72 15 48	7	8	6	5	26	6	7	2	122
760630048	48 37 54	72 17 20	6	12	1	3	20	1	6	2	70
760705049	48 34 24	72 47 5	24	9	2	1	16	2	10	2	228
760705050	48 35 13	72 47 48	25	11	2	6	36	6	13	2	440
760705052	48 36 17	72 49 3	0	3	5	21	96	7	35	8	480
760705053	48 36 47	71 48 33	27	15	2	17	62	5	25	6	336
760705054	48 36 44	71 46 54	15	13	6	5	50	9	14	5	352
760705055	48 37 44	71 48 2	0	10	2	1	10	3	5	2	52
760705057	48 39 13	71 51 33	25	15	3	27	106	7	42	8	550
760705058	48 39 26	71 51 6	0	9	1	1	12	2	8	2	48
760705059	48 39 48	71 52 46	16	15	2	22	70	7	29	9	452
760705060	48 39 59	71 54 15	12	11	1	1	18	1	4	2	112
760705061	48 40 36	71 54 59	9	9	1	1	6	1	5	2	44
760705062	48 40 11	71 56 1	12	10	1	1	8	3	4	2	96
760705063	48 39 21	71 58 36	10	9	1	1	6	1	2	2	68
760705064	48 40 25	71 58 35	0	8	1	1	2	1	3	2	22
760705065	48 39 9	71 58 20	20	12	2	1	16	3	4	2	168
760705066	48 39 4	71 56 41	60	15	7	9	46	6	15	2	1132
760705067	48 38 0	71 54 41	65	15	10	11	70	12	22	18	14600
760705068	48 37 6	71 53 48	60	15	5	15	72	4	25	13	1366
760705069	48 36 34	71 53 26	45	15	5	15	104	10	32	10	1022
760705070	48 35 51	71 52 13	40	15	2	26	82	7	35	13	404
760705071	48 35 37	71 50 29	25	15	2	17	72	7	25	8	408
760705072	- - -	- - -	30	-	-	-	-	-	-	-	-
760705073	- - -	- - -	20	-	-	-	-	-	-	-	-
760705074	- - -	- - -	12	-	-	-	-	-	-	-	-
760706075	48 32 49	71 50 36	45	15	4	23	92	7	34	11	632
760706076	48 33 20	71 51 49	50	14	2	13	68	7	21	9	812
760706077	48 34 20	71 52 38	52	15	2	12	48	5	18	8	508
760706078	48 35 6	71 54 14	78	15	15	20	146	13	35	31	11000
760706079	48 35 58	71 56 20	88	15	22	10	96	15	21	9	1944
760706080	48 36 55	71 57 23	130	15	21	10	94	15	22	7	718
760706081	48 37 25	71 58 32	120	15	14	11	102	19	24	14	1630
760706082	48 38 29	72 1 11	100	15	11	10	80	17	21	10	1440

¹ Granulométrie

TABLEAU 8.1 (suite)

NUMERO	LATITUDE	LONGITUDE	PROFONDEUR	Gr ¹	C	Cu	Zn	Pb	Ni	Co	Mn
760706083	48°39'28"	72° 1'27"	10	11	1	1	22	1	5	2	108
760706084	48 40 2	72 2 17	10	11	1	1	16	2	3	2	70
760706085	48 41 1	72 2 25	10	9	1	1	12	2	2	2	102
760706086	48 41 48	72 1 18	0	9	1	1	10	2	5	2	30
760706087	48 41 48	72 3 23	9	9	1	1	16	1	4	2	90
760706088	48 42 31	72 4 20	8	8	1	1	16	2	3	2	154
760706089	48 42 48	72 2 55	0	8	1	1	20	3	10	2	88
760706090	48 44 11	72 5 23	0	9	1	1	14	2	6	2	68
760706091	48 42 14	72 5 59	15	10	1	1	16	3	6	2	174
760706092	48 41 30	72 4 47	15	11	1	1	18	2	5	2	142
760706093	48 41 0	72 5 32	24	11	1	1	14	2	5	2	112
760706094	48 39 36	72 4 15	42	11	2	3	34	1	7	3	124
760706095	48 38 54	72 3 13	45	13	8	5	44	4	13	7	832
760706096	48 37 42	72 0 55	110	15	15	11	96	21	21	12	1010
760706097	48 37 7	72 0 0	120	15	18	10	96	20	21	12	856
760706098	48 36 21	71 58 52	120	15	15	11	106	20	22	11	1060
760706099	48 35 23	71 57 39	135	15	12	10	100	16	24	14	780
760706100	48 34 32	71 56 20	140	15	17	12	108	23	24	14	1560
760706101	48 33 49	71 55 11	145	15	11	13	104	30	29	14	1210
760706102	48 33 7	71 53 55	75	3	21	9	92	22	24	11	772
760706103	48 32 34	71 52 54	65	15	10	10	88	19	27	12	1446
760706104	48 26 46	71 47 39	10	15	8	10	68	16	23	7	354
760608105	48 27 20	72 2 32	25	2	1	6	60	6	21	10	3150
760608106	48 27 59	72 4 9	15	3	1	1	16	1	10	2	164
760608107	48 29 2	72 6 39	10	3	1	1	24	3	8	2	176
760608108	48 28 0	72 7 52	15	10	1	1	24	1	7	2	92
760608109	48 28 41	72 9 23	20	15	10	8	72	15	15	6	544
760608110	48 30 9	72 8 21	20	15	22	17	56	4	24	8	620
760608111	48 31 2	72 9 38	20	15	2	18	82	4	26	7	532
760608112	48 32 50	72 10 9	26	9	8	16	82	16	28	16	2240
760608113	48 33 52	72 12 7	45	15	10	11	74	18	20	10	580
760608114	48 34 47	72 12 38	24	15	5	6	42	6	11	4	180
760608115	48 36 22	72 13 32	10	9	1	1	12	1	5	2	60
760608116	48 41 31	72 19 17	0	9	1	1	10	1	5	2	52
760608117	48 41 55	72 19 48	8	7	1	1	18	1	7	2	64
760608118	48 41 2	72 20 14	18	11	1	5	16	2	8	2	108
760608119	48 37 43	72 18 37	0	10	1	1	10	1	4	2	64
760608120	48 36 17	72 17 54	10	10	1	2	8	1	5	2	42
760608121	48 35 46	72 18 18	0	9	1	1	10	1	6	2	44
760608122	48 35 29	72 16 42	8	8	1	1	10	1	4	2	60
760608123	48 32 53	72 12 8	25	15	6	5	44	10	11	2	174
760608124	48 31 44	72 11 45	15	15	2	16	56	6	17	6	460
760608125	48 30 48	72 11 44	15	15	1	1	20	1	6	2	108
760608126	48 29 37	72 11 23	18	15	9	7	60	9	14	5	434
750225003	48 31 26	71 51 31	30	15	8	2	66	36	23	7	630
750225002	48 32 8	71 50 27	20	15	5	32	100	8	47	14	1220
750225005	48 28 49	71 53 28	40	15	8	7	68	10	20	8	534
740411001	48 30 26	71 59 20	220	15	10	15	130	20	27	20	840
730411001	48 30 20	71 58 46	215	15	10	16	140	20	30	25	1056

¹ Granulométrie

TABLEAU 8.2 Quelques caractéristiques géochimiques (moyenne en ppm et écart type) de sédiment lacustre.

SITES	N	PROFONDEUR MOYENNE (pi)	C%	Cu	Zn	Pb	Ni	Co	Mn
Lac Saint-Jean	123	30.1 ± 34.1	4.9 ± 5.7	6.2 ± 6.9	44.5 ± 34.9	7.0 ± 7.7	13.5 ± 10.2	5.2 ± 5.0	613.4 ± 1681.1
Région du lac Mistassini ¹	12	22.0 ± 18.9	14.0 ± 8.8	8.5 ± 7.9	82.0 ± 18.2	5.6 ± 8.8	14.9 ± 5.0	9.0 ± 10.4	556.1 ± 246.5
Lac Waterloo ²	14	11.7 ± 3.2	16.7 ± 2.5	42.6 ± 11.4	246.2 ± 58.5	115.3 ± 31.2	29.9 ± 6.4	-	720 ± 130
Lac Michigan ³	22	193.0 ±	2.3 ± 1.4	41 ± 24	179 ± 125	79 ± 54	34 ± 12	11.5 ± 6	650 ± 330
Lac Matamek ⁴	129	112.6 ± 77.6	28.3 ± 13.7	22.4 ± 5.6	76.6 ± 27.6	18.9 ± 17.5	28.3 ± 10.9	26.3 ± 25.3	1647.7 ± 774.8
Lac à la Croix ⁵	46	27.7 ± 22.5	36.3 ± 14.2	16.0 ± 6.6	31.2 ± 13.2	8.0 ± 6.8	19.4 ± 10.7	2.3 ± 20	77.8 ± 94.8
Lac 22 ⁵	19	32.5 ± 24.8	12.5 ± 4.9	12.5 ± 4.9	47.1 ± 12.9	10.8 ± 7.0	24.3 ± 6.1	6.4 ± 7.5	183.3 ± 203.2
Nord-ouest d'Ontario ⁶	62	51 ±	41 ±	56 ± 44	151 ± 27	12 ± 5	39 ± 14	18 ± 7	870 ± 351

¹Visser, Ouellet *et al.* (1976).

²Ouellet et Poulin (1976a).

³Lineback et Gros (1972).

⁴Ouellet et Poulin (1976b).

⁵Ouellet (non publié)

⁶Coher et Nichol (1975).

TABLEAU 8.3 Matrice des coefficients de corrélation pour les variables physiques et géochimiques de 123 échantillons de sédiments de fond du lac Saint-Jean.
Lorsque $r > .170$ et $.230$, la relation est significative au niveau de probabilité de 5% et 1%.

	Prof.	Gr	C	Cu	Zn	Pb	Ni	Co	Mn
Gr	1	1							
C	.453	.403	1						
Cu	.781	.502	.457	1					
Zn	.431	.489	.709	.891	1				
Pb	.720	.368	.855	.422	.790	1			
Ni	.709	.439	.513	.907	.903	.624	1		
Co	.513	.416	.550	.655	.801	.590	.731	1	
Mn	.708	.186	.302	.306	.393	.250	.355	.585	1

¹ Granulométrie

TABLEAU 8.4 Poids des variables géochimiques sur les trois premières composantes principales A, B et C après une rotation varimax des axes pour les 123 échantillons de sédiments de surface du lac Saint-Jean.

VARIABLE	COMPOSANTE PRINCIPALE		
	A	B	C
Profondeur	.22042	-.49240	-.15197
Granulométrie	.25307	-.17985	-.07180
Carbone	.18677	-.82956	-.15508
Cuivre	.92260	-.11623	-.11986
Zinc	.71420	-.55685	-.19917
Plomb	.30363	-.89205	-.09055
Nickel	.89962	-.32895	-.16376
Cobalt	.56317	-.28115	-.54552
Manganèse	.15520	-.11485	-.96500
Variance expliquée (%)	30.57	25.36	15.22

TABLEAU 8.5a Spectres polliniques de la carotte 04-75 du lac Saint-Jean; pollen d'arbres (nombre de grains comptés).

PROFONDEUR (CM)	1	20	50	70	100	150	200	250	300	350	400	450	500	550	600	610
<i>Pinus divaricata</i>	42	41	60	60	70	90	35	71	58	74	79	89	82	58	44	37
<i>Pinus resinosa</i>	1	3	2	1	2	6	4	4	7	4	4	0	6	3	7	0
<i>Pinus strobus</i>	20	30	53	45	55	53	43	74	64	49	94	48	88	81	101	116
<i>Pinus</i>	18	10	14	8	10	18	8	13	8	21	9	11	15	16	12	11
<i>Picea mariana</i>	43	55	86	73	76	98	112	86	91	62	67	80	66	73	56	59
<i>Picea glauca</i>	0	0	0	0	3	0	0	1	0	4	6	1	4	5	0	0
<i>Picea</i>	6	5	5	8	8	6	10	7	10	10	5	4	7	11	8	5
<i>Abies balsamea</i>	4	8	20	10	6	23	9	18	11	19	19	7	16	17	13	20
<i>Betula</i>	130	147	140	165	125	193	178	225	186	282	182	314	325	257	197	168
<i>Populus tremuloides</i>	4	7	6	3	4	2	1	9	1	9	4	13	6	1	1	0
<i>Populus balsamifera</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Tsuga canadensis</i>	1	0	0	2	1	1	3	5	6	6	5	0	12	4	2	7
<i>Fagus grandifolia</i>	0	1	1	1	1	1	4	1	2	5	6	9	3	1	1	1
<i>Acer saccharum</i>	3	1	2	1	2	2	3	2	5	0	3	4	0	3	3	9
<i>Acer rubrum</i>	1	1	0	0	0	0	1	0	2	0	1	0	0	0	0	0
<i>Quercus</i>	5	2	2	4	2	8	13	4	11	13	5	2	6	7	5	9
<i>Ulmus</i>	1	1	5	0	4	4	1	3	5	4	3	2	8	5	3	3
<i>Fraxinus nigra</i>	3	0	3	1	2	4	4	4	4	4	2	4	3	5	2	5
<i>F. Pennsylvanica</i>	5	1	0	2	1	3	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0
<i>F. Americana</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1
<i>Carpinus</i> et/ou <i>Ostrya</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0
<i>Juglans cinera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Castanea dentata</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0
<i>Larix laricina</i>	1	1	2	2	6	3	1	1	4	6	4	2	3	3	6	2
<i>Carya ovata</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Tilia americana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0
Type <i>Thuja</i>	0	0	1	1	1	1	2	3	1	3	1	0	1	1	1	0
TOTAL	288	321	402	389	380	516	432	532	476	580	505	591	661	553	463	453
MODE DU DIAMETRE DE <i>Betula</i> (μ)	26	27	24	26	26	26	23	24	24	28	28	27	30	28	28	26

TABLEAU 8.5b Spectres polliniques de la carotte 04-75 du lac Saint-Jean; pollen d'arbustes (nombre de grains comptés).

PROFONDEUR (CM)	1	20	50	70	100	150	200	250	300	350	400	450	500	550	600	610
<i>Sherphedia canadensis</i>	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salix</i>	3	5	1	2	0	0	1	1	1	2	1	1	3	0	0	0
<i>Juniperus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myrica gale</i>	5	3	1	2	0	2	0	0	2	1	2	2	2	2	1	0
<i>Alnus crispa</i>	13	37	16	31	9	30	39	19	27	33	15	8	18	20	15	11
<i>Alnus rugosa</i>	10	41	24	41	46	40	37	49	46	56	34	32	30	49	35	31
<i>Corylus cornuta</i>	0	1	1	0	0	1	2	0	0	0	0	0	2	2	4	0
<i>Acer spicatum</i>	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	3	2	1	0	0	1
<i>Taxus</i>	0	3	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0	1	5	0
<i>Nemopantius</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Viburnum</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sambucus pubescent</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Prunus pensylvanica</i>	0	0	1	0	0	0	2	2	3	0	0	0	1	0	0	0
<i>Rhamnus</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Ericaceae	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Juniperus</i>	1	3	0	6	5	0	0	0	0	3	2	7	4	1	1	4
TOTAL	86	94	45	83	60	76	82	74	79	97	57	52	63	75	61	9

TABLEAU 8.5c Spectres polliniques de la carotte 04-75 du lac Saint-Jean:
pollen d'herbacées, spores et autres (nombre de grains comptés).

PROFONDEUR (CM)	1	20	50	70	100	150	200	250	300	350	400	450	500	550	600	610
Cyperaceae	6	4	1	0	2	4	6	4	5	5	10	1	0	0	0	0
Gramineae	15	19	3	1	2	12	2	3	4	12	12	2	7	8	4	1
Artemisia	2	1	1	3	2	2	2	2	1	1	2	0	7	4	3	0
Ambrosia	0	18	0	1	3	1	0	0	0	1	0	0	1	2	1	2
Tubuliflorae	2	0	2	3	0	2	1	0	2	4	2	1	0	0	0	2
Rosaceae	1	0	1	1	1	0	0	1	1	0	2	1	1	1	1	2
Liguliflorae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0
Chenopodiaceae	0	2	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0
Plantago	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0
Caryophyllaceae	0	2	2	0	0	2	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Ranunculaceae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	4	0
Rumex	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0
Menyanthes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Taraxacum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephedra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Thalictrum	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2
TOTAL	39	45	10	10	10	23	12	12	14	24	34	6	20	17	14	10
Potamogeton	2	4	0	1	1	2	2	1	0	1	0	0	0	2	0	1
Osmunda	2	2	0	0	0	0	0	1	0	2	1	0	1	0	0	1
Typha H	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Lycopodium annotinum	1	4	1	1	0	1	2	3	3	2	1	3	1	3	0	0
L. clavatum O	0	0	2	0	0	1	1	4	4	5	2	1	2	5	1	10
L. selago	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	1	1	0	0	1	0
L. complanatum R	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0
Type callitriche	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	2
Equisetum S	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dryopteris	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0
Spore monolete	3	20	10	9	2	23	14	11	12	12	12	11	21	13	6	7
Spore trilete T	3	7	2	0	4	2	3	0	4	1	1	1	1	1	1	1
Sphagnum	0	10	10	9	11	10	13	7	15	10	23	10	4	16	14	9
Pediastrum T	0	2	0	1	3	3	3	3	4	3	1	0	4	5	3	0
Isoetes A	2	1	1	2	2	1	0	1	1	7	2	1	0	1	0	1
INDETERMINABLE L	4	3	1	4	4	0	2	1	2	3	3	6	1	4	5	1
HORS TOTAL	26	53	26	26	26	46	38	40	45	54	32	28	57	43	43	22
FPA ¹ GRAINS/CM3X100	631	599	681	615	720	590	833	961	820	107	1200	1247	1526	1226	91	103

1 : Fréquence pollinique absolue

TABLEAU 8.6a Spectres polliniques de la carotte 07-74 du lac Saint-Jean; pollen d'arbres (nombre de grains comptés).

PROFONDEUR (CM)	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22
<i>Pinus divaricata</i> et/ou <i>Resinosa</i>	44	96	74	59	49	72	62	30	70	16	9	63
<i>Pinus strobus</i>	33	22	16	23	12	9	7	3	9	16	12	10
<i>Pinus</i> ¹	25	35	45	42	56	67	84	25	17	8	15	15
<i>Picea mariana</i>	40	56	34	26	28	37	47	18	44	15	27	47
<i>Picea glauca</i>	5	5	2	2	6	3	7	0	1	3	1	6
<i>Picea</i> ¹	12	13	8	11	16	14	17	10	12	3	4	7
<i>Abies balsamea</i>	6	8	5	5	4	9	11	2	4	3	2	6
<i>Betula</i>	93	200	151	155	151	208	195	76	186	81	84	214
<i>Populus tremuloides</i>	6	10	7	16	11	16	8	9	1	6	4	11
<i>Populus balsamifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tsuga canadensis</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Fagus grandifolia</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Acer saccharum</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	4	0	1	1
<i>Acer rubrum</i>	2	0	0	2	1	1	2	1	1	0	1	0
<i>Quercus</i>	2	3	0	3	1	5	3	2	1	2	0	0
<i>Ulmus</i>	0	3	1	1	2	2	1	2	2	0	0	0
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	1	0	0	0	2	0	1	0	1	3	0	0
<i>Fraxinus nigra</i>	0	3	2	0	0	1	3	1	2	0	0	0
<i>Carpinus/ostrya</i>	0	2	1	4	1	1	2	2	0	0	0	0
<i>Juglans cinera</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Castanea dentata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Larix Laricina</i>	0	2	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
TOTAL	270	458	348	353	341	447	452	181	356	156	160	380

¹ Grains endommagés

TABLEAU 8.6b Spectres polliniques de la carotte 07-74 du lac Saint-Jean; pollen d'arbustes (nombre de grains comptés).

PROFONDEUR (CM)	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22
<i>Salix</i>	2	2	8	3	9	8	10	4	11	2	2	3
<i>Shepherdia canadensis</i>	0	0	0	0	3	1	3	0	1	0	0	0
<i>Alnus crispa</i>	14	18	31	26	17	35	39	34	38	21	16	24
<i>Alnus rugosa</i>	49	82	66	80	85	66	65	40	41	23	36	38
<i>Myrica gale</i>	3	7	4	4	7	7	7	5	3	1	0	0
<i>Corylus cornuta</i>	1	1	3	3	0	1	2	0	1	0	0	0
<i>Acer spicatum</i>	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Nemopanthus type</i>	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0	0	1
Ericaceae	2	3	2	2	2	2	1	0	0	0	0	0
<i>Juniperus/Thuja</i>	6	6	4	6	13	9	3	1	0	2	4	4
TOTAL	77	119	117	128	139	130	131	84	96	49	58	71

TABLEAU 8.6c Spectres polliniques de la carotte 07-74 du lac Saint-Jean; pollen d'erbacées, spores et autres (nombre de grains comptés).

PROFONDEUR (CM)	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22
Cyperaceae	13	20	7	21	12	14	16	6	10	6	6	2
Gramineae	12	21	12	21	14	20	16	10	9	3	10	14
<i>Artemisia</i>	3	2	1	9	0	2	4	0	2	0	2	2
<i>Ambrosia</i>	5	14	12	25	40	31	24	10	15	5	10	9
Tubuliflore	1	2	2	2	3	3	4	4	0	0	3	2
Ombelliflreae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Chenopodiaceae	0	0	0	1	0	0	0	0	5	1	0	1
<i>Plantago</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Taraxacum</i>	1	0	1	1	0	2	0	0	1	0	0	0
<i>Rumex</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2	5
<i>Thalictrum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Drosera</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Osmunda</i>	0	1	2	1	1	5	7	2	3	0	0	0
<i>Typha</i>	0	2	0	0	2	0	1	0	2	0	0	1
<i>Lycopodium annotinum</i>	0	0	1	1	11	1	2	1	0	1	0	0
<i>Lycopodium clavatum</i>	2	2	5	2	4	3	3	2	4	3	1	1
<i>Lycopodium selago</i>	0	3	0	2	1	1	0	0	2	0	0	0
<i>Trigochin</i>	0	1	0	1	0	2	1	0	0	0	0	0
<i>Dryopteris</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Spore monolete	3	8	12	0	10	17	16	5	8	3	2	3
<i>Sphagnum</i>	2	10	12	14	13	17	23	12	20	15	7	6
<i>Pediastrum</i>	5	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Isoetes</i>	1	0	0	0	0	1	2	0	5	0	1	1
INDETERMINABLE	5	9	8	8	6	7	7	2	3	2	4	3
TOTAL	35	59	34	80	69	72	65	32	43	16	33	35
FPA GRAINS/CM3(X100)	95	336	495	421	573	680	674	669	668	557	663	798

TABLEAU 8.7 Distribution stratigraphique de quelques paramètres géochimiques dans les sédiments lacustres de la carotte 04-75 du lac Saint-Jean.

PROFONDEUR (CM)	H ₂ O	C	SCDP/ gc	Cu	Zn	Pb	Ni	Co	Mn
	%		ppm						
1	80.2	8.97	26.1	15	130	20	27	20	840
6	74.3	8.89	35.4	14	140	21	24	17	704
10	74.4	8.70	29.2	12	114	13	24	18	720
16	71.9	8.12	27.1	11	98	10	22	16	646
20	71.0	7.79	24.1	12	98	6	23	17	666
26	67.2	7.28	24.7	12	90	4	24	18	680
30	63.6	7.44	21.9	11	74	2	21	16	622
36	18.7	8.17	31.2	13	88	2	24	20	714
40	65.7	8.66	22.2	12	76	2	21	18	700
46	65.6	8.69	18.9	14	88	2	25	22	803
50	67.5	8.74	21.0	12	82	2	23	19	730
60	66.1	8.55	20.6	13	78	2	24	18	680
70	64.8	8.03	47.6	12	74	2	21	16	630
80	65.1	8.21	19.7	12	72	2	20	17	616
90	63.1	7.89	19.5	13	84	2	24	19	702
100	67.0	8.06	15.6	13	92	2	26	19	700
110	65.2	7.65	15.9	11	76	2	23	18	636
120	64.8	8.29	20.1	12	88	2	23	18	696
130	64.2	8.25	14.6	15	86	2	24	19	700
140	63.1	8.42	17.4	12	82	2	22	17	674
150	61.5	7.58	17.8	14	76	2	22	16	664
160	59.9	7.38	17.3	14	86	2	26	21	808
170	59.0	7.41	14.7	12	70	2	21	15	648
180	61.8	8.43	20.1	11	66	2	20	15	598
190	60.7	7.76	19.5	13	82	2	25	19	690
200	61.3	8.23	13.4	13	88	2	25	20	702
210	59.2	7.86	15.9	15	118	2	32	19	696
220	61.5	8.91	13.1	14	78	2	22	17	636
230	80.0	8.12	9.8	13	80	2	24	18	704
240	56.5	8.63	16.6	14	90	2	30	19	930
250	58.6	8.74	18.5	12	78	2	24	20	720
260	57.4	8.46	16.9	12	70	2	20	17	694
270	57.4	8.42	15.5	12	94	2	21	18	624
280	61.4	10.09	18.0	14	86	2	24	20	788
290	58.9	9.13	17.8	12	76	2	22	18	200
300	57.8	8.21	16.7	14	88	2	25	19	722
310	57.1	8.26	15.5	13	82	2	24	20	656
320	58.1	9.06	15.8	15	96	2	28	22	878
330	57.8	8.79	13.9	15	92	2	27	21	662
340	58.6	8.87	11.9	13	80	2	23	18	580
350	57.1	8.60	12.1	14	96	2	24	19	868
360	58.4	9.13	11.2	14	84	2	24	20	774
370	59.3	9.87	11.7	14	86	2	24	19	936
380	57.6	9.27	10.5	13	82	2	24	19	814
390	60.9	11.00	16.5	14	86	2	25	19	790
400	58.6	9.59	8.0	13	86	2	24	18	870
410	57.6	8.92	11.6	13	90	2	26	20	820
420	57.4	8.86	8.4	14	80	2	24	19	730
430	56.3	9.47	7.8	15	86	2	27	21	794
440	54.3	8.71	10.7	13	80	2	25	18	746
450	57.1	9.85	11.3	15	88	2	27	20	716
460	56.6	9.25	11.6	15	86	2	26	19	720
470	53.5	8.08	16.8	14	80	2	25	19	668
480	54.9	8.38	13.1	15	84	2	26	18	672
490	55.0	8.59	14.7	14	78	2	24	18	620
500	55.5	8.96	8.9	15	86	2	26	20	736
510	57.2	9.67	12.8	14	92	2	23	18	726
520	55.5	8.73	13.9	14	84	2	25	19	838
530	55.2	8.86	14.5	13	80	2	24	18	692
540	55.1	9.22	11.7	15	86	2	26	19	846
550	54.8	9.74	10.5	15	88	2	28	20	914
560	52.6	8.9	8.0	14	82	2	26	19	848
570	53.8	9.45	11.6	14	80	2	24	18	780
580	54.8	9.55	13.1	15	88	2	26	20	770
590	53.6	9.04	5.6	16	26	2	26	19	790
600	53.4	8.07	10.4	15	26	2	26	18	772
\bar{x}	60.82	8.65	16.07	13.42	83.90	2.93	24.31	18.60	728.92
σ	6.20	0.7	5.80	1.25	15.56	3.57	2.26	1.47	80.81

TABEAU 8.8 Distribution stratigraphique de quelques paramètres géochimiques dans les sédiments lacustres de la carotte 04-74 du lac Saint-Jean.

PROFONDEUR	H ₂ O	C	CO ₃	Cu	Zn	Pb	Ni	Co	Mn
(cm)	%			ppm					
2	85	9.8	1.25	16	140	28	30	25	1056
6	75	9.9	1.1	15	112	19	27	23	940
10	70	9.8	.9	15	110	11	29	22	956
14	65	7.8	.8	14	92	3	27	22	864
18	69	8.7	.8	15	88	1	27	26	1032
22	70	9.2	.7	15	86	1	28	24	980
26	67	8.2	.8	14	84	1	28	23	956
30	67	8.5	.8	15	90	1	29	26	984
34	64	7.9	.7	14	84	1	27	23	948
38	64	7.9	.7	15	90	1	28	26	914
42	66	8.6	.7	15	82	1	27	23	874
46	63	8.	.8	14	80	1	26	22	810
50	62	8.	.7	14	82	1	25	22	844
54	62	8.1	.7	14	82	1	26	24	896
58	63	8.1	.7	14	82	1	26	22	850
62	62	7.9	.8	14	80	1	26	21	752
66	61	8.1	.7	15	82	1	26	25	940
70	62	8.3	.8	14	82	1	26	23	830
74	60	7.9	.7	14	82	1	28	24	896
78	62	8.4	.8	14	80	1	25	22	804
82	61	8.	.9	15	88	1	27	23	828
86	63	8.8	.9	15	84	1	27	25	904
90	63	8.7	.9	14	82	1	27	26	800
94	58	7.8	1.0	15	94	1	29	24	854
— X	65.16	8.43	.85	14.54	89.08	3.37	27.12	23.58	896.33
σ	5.68	0.64	.13	.58	13.71	6.66	1.29	1.53	76.88

TABLEAU 8.9 Distribution stratigraphique de quelques paramètres géochimiques dans les sédiments lacustres de la carotte 04-73 du lac Saint-Jean.

PROFONDEUR	H ₂ O	C	Hg	Pb	Cu	Ni	Zn
(cm)	%		ppm				
3	66.2	11.1	.524	31.8	20.8	33.	145.7
7	69.2	10.9	.214	35.3	25.0	31.	97.6
11	63.2	9.0	.101	18.6	20.2	32.	107.3
15	68.9	9.9	.138	6.1	18.2	30.	95.1
19	69.1	10.7	.100	5.2	17.7	31.	84.5
23	66.9	9.7	.060	4.5	19.5	31.	93.3
27	65.8	9.6	.091	5.7	18.3	31.	89.3
31	64.6	9.2	.068	5.3	18.4	31.	90.0
35	63.1	8.9	.054	4.9	18.4	31.	91.1
51	60.9	9.2	.061	6.2	18.7	31.	90.2
87	61.0	10.5	.085	5.4	19.8	31.	91.5

TABLEAU 8.10 Distribution stratigraphique de quelques paramètres géochimiques dans les sédiments lacustres de la carotte 07-74 du lac Saint-Jean.

PROFONDEUR	C	CO ₃ ⁼	SCDP/gc	Cu	Zn	Pb	Ni	Co	Ag	Sb	Mn
(cm)	%			ppm							
1	9.8	2.15	41	15	120	36	27	20	.4	10	1344
3	8.9	2.1	37	15	124	36	27	21	.4	11	1086
5	9.2	2.	32	14	112	32	24	20	.5	11	972
7	9.7	1.9	30	15	126	32	26	20	.4	10	1070
9	9.3	1.7	25	14	120	30	26	22	.4	10	1116
11	9.	1.7	23	14	114	27	26	22	.4	9	1152
13	9.3	1.65	27	14	104	21	26	21	.5	10	1116
15	9.	1.6	23	13	98	19	27	20	.3	10	1092
17	8.5	1.6	28	12	96	20	29	21	.4	10	1126
19	7.	1.65	29	14	99	18	25	21	.3	10	990
21	7.2	1.65	36	15	94	18	23	20	.4	10	1124
23	7.3	1.7	42	16	100	18	26	23	.5	11	1198
— X	8.68	1.78	31.08	14.25	108.91	25.58	26.00	20.91	0.41	10.17	1115.50
σ	0.97	0.19	6.58	1.05	11.72	7.31	1.53	0.99	0.06	0.57	95.52

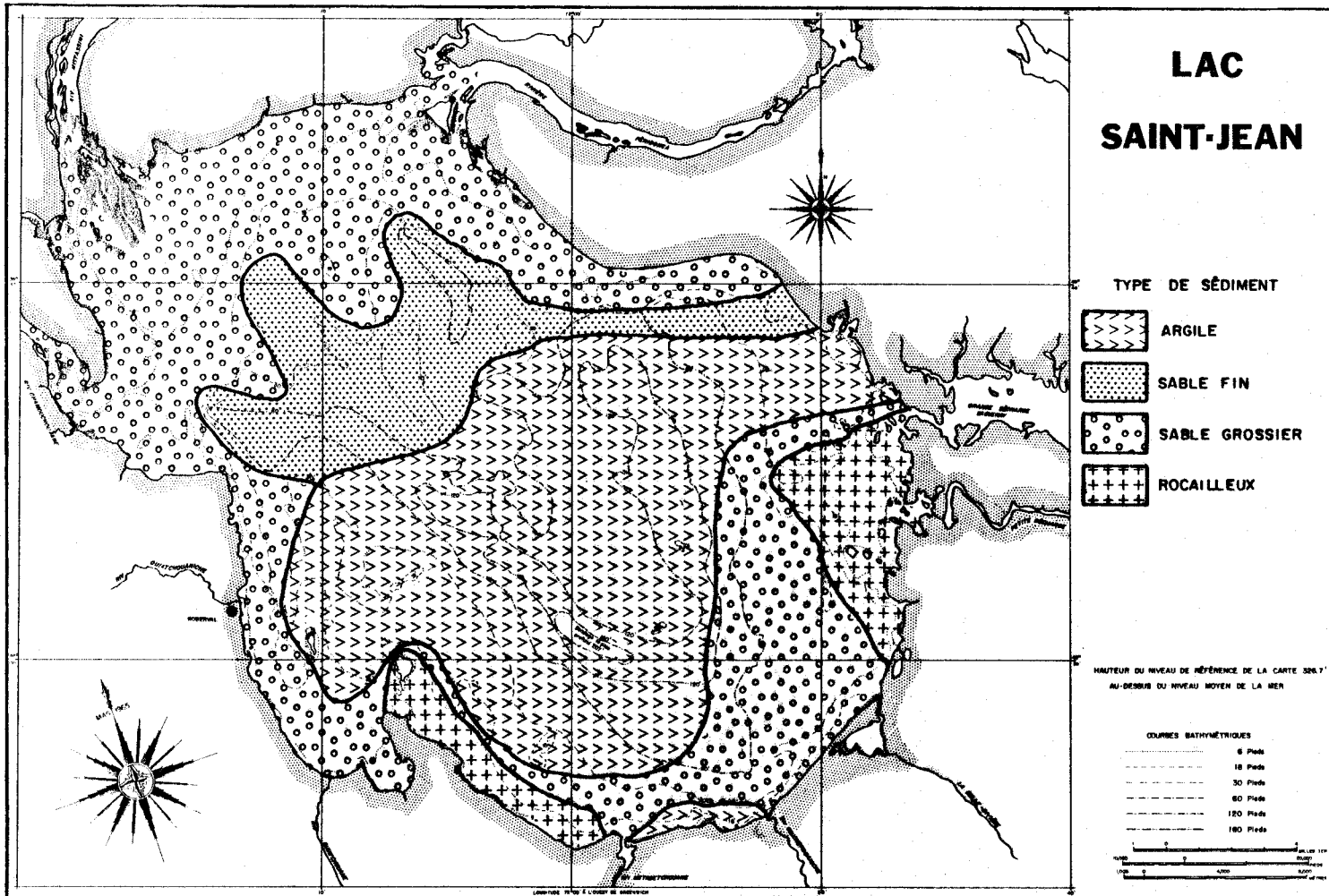
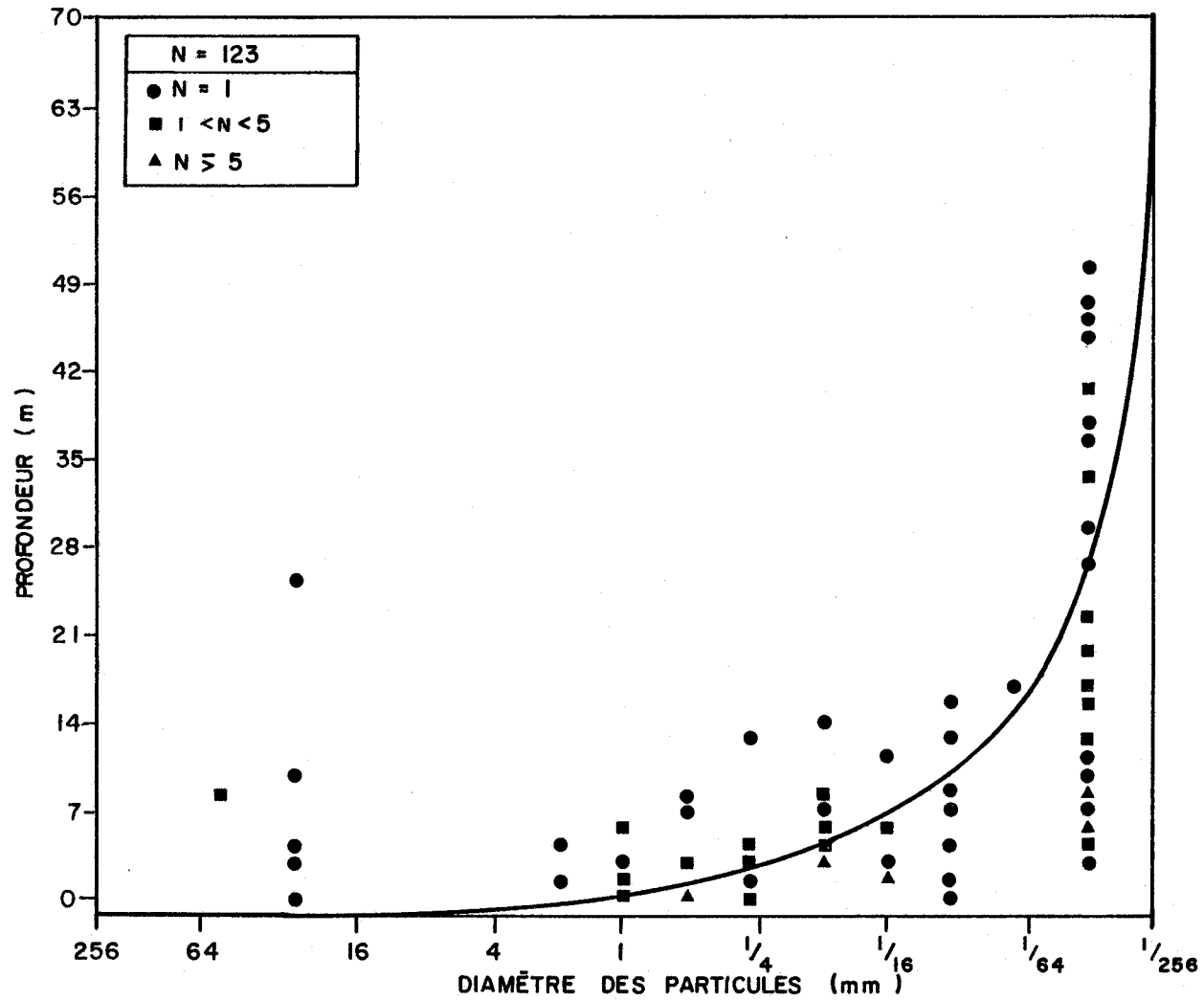


Figure 8.1 Distribution des grands types de sédiment de la cuvette du lac Saint-Jean.



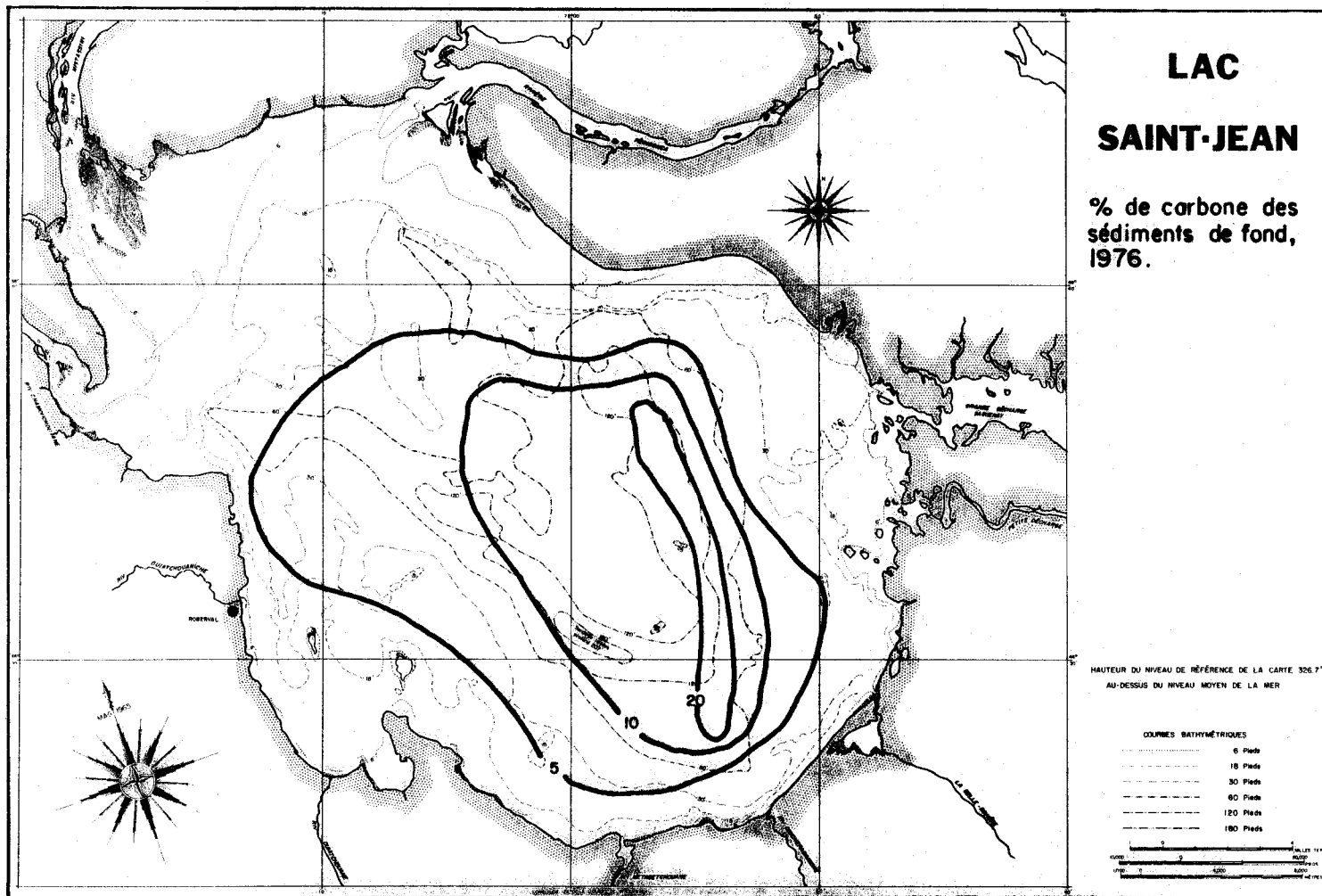


Figure 8.3 Distribution de la matière organique combustible à 550°C (C) pour les sédiments de fond du lac Saint-Jean.

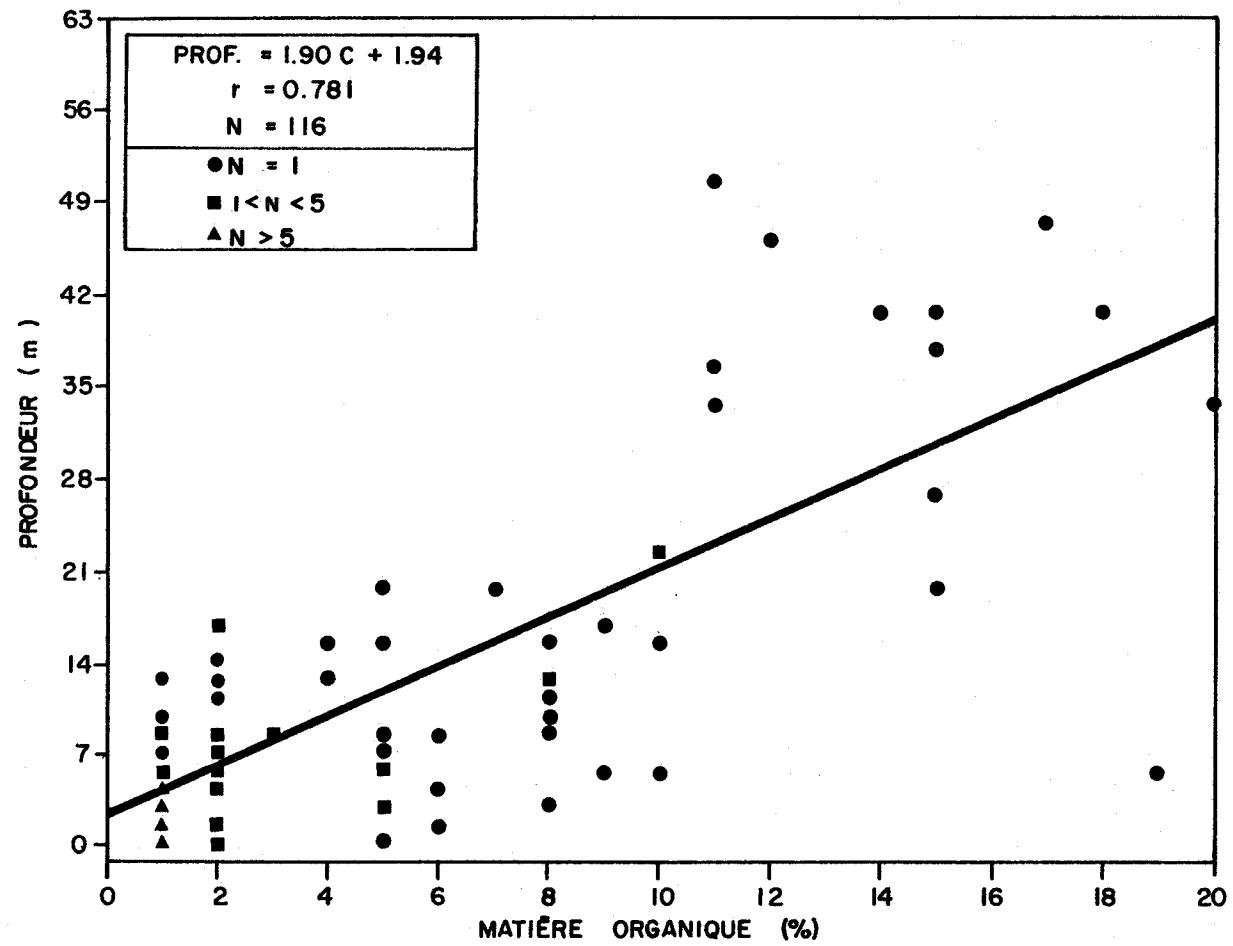


Figure 8.4 Relation entre la profondeur et la teneur en matière organique.

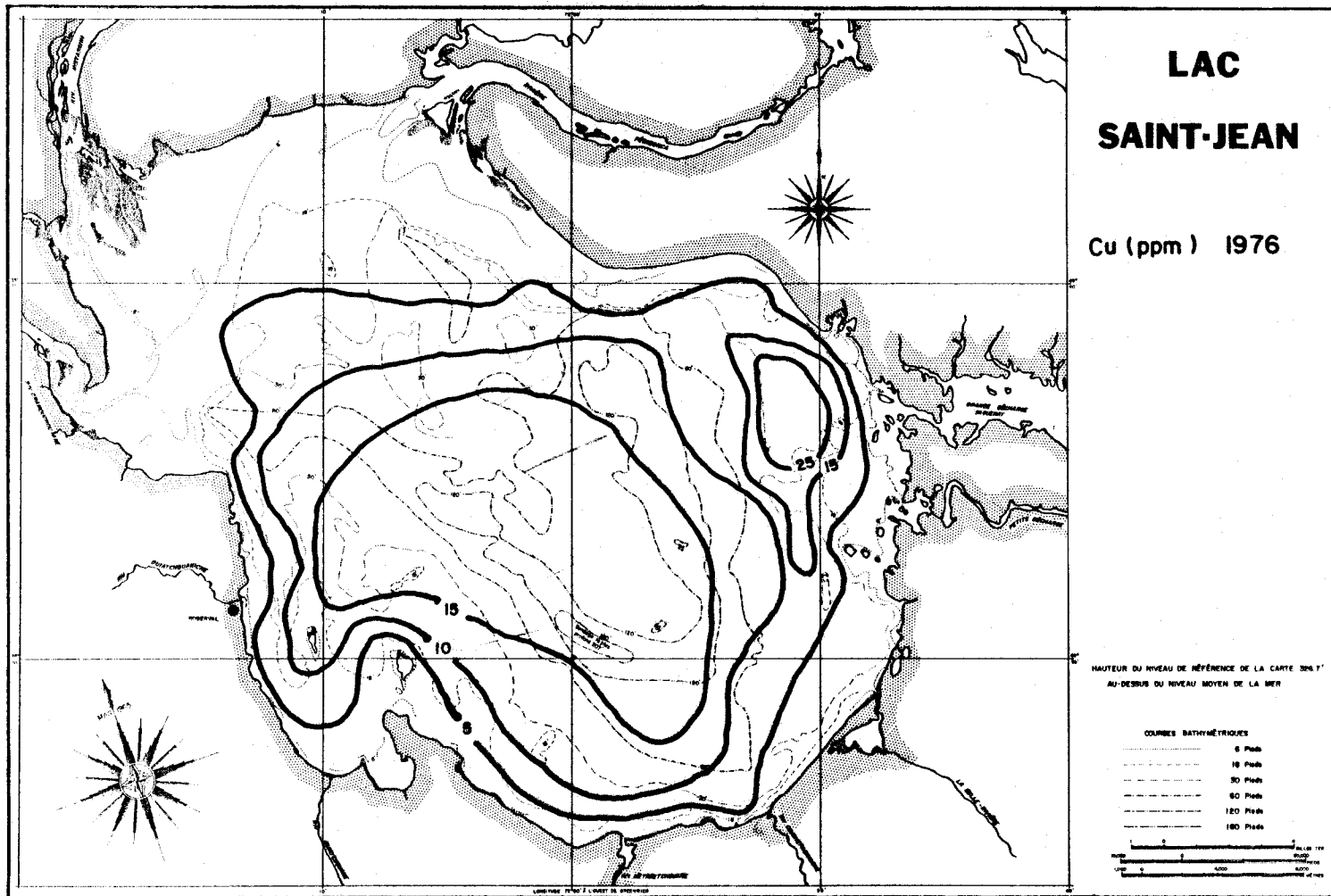


Figure 8.5 Distribution du Cu dans les sédiments de fond du lac Saint-Jean.

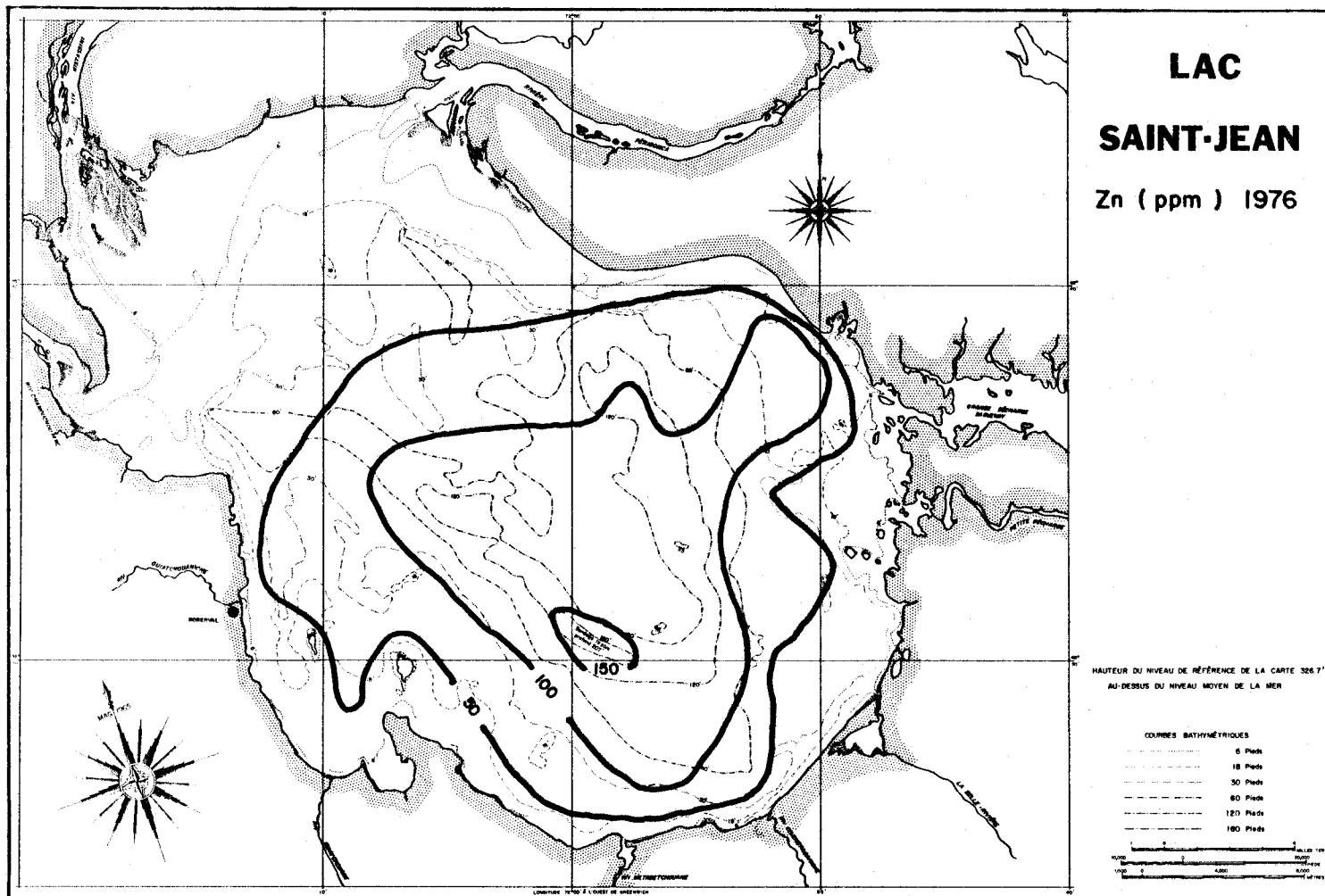


Figure 8.6 Distribution du Zn dans les sédiments de fond du lac Saint-Jean.

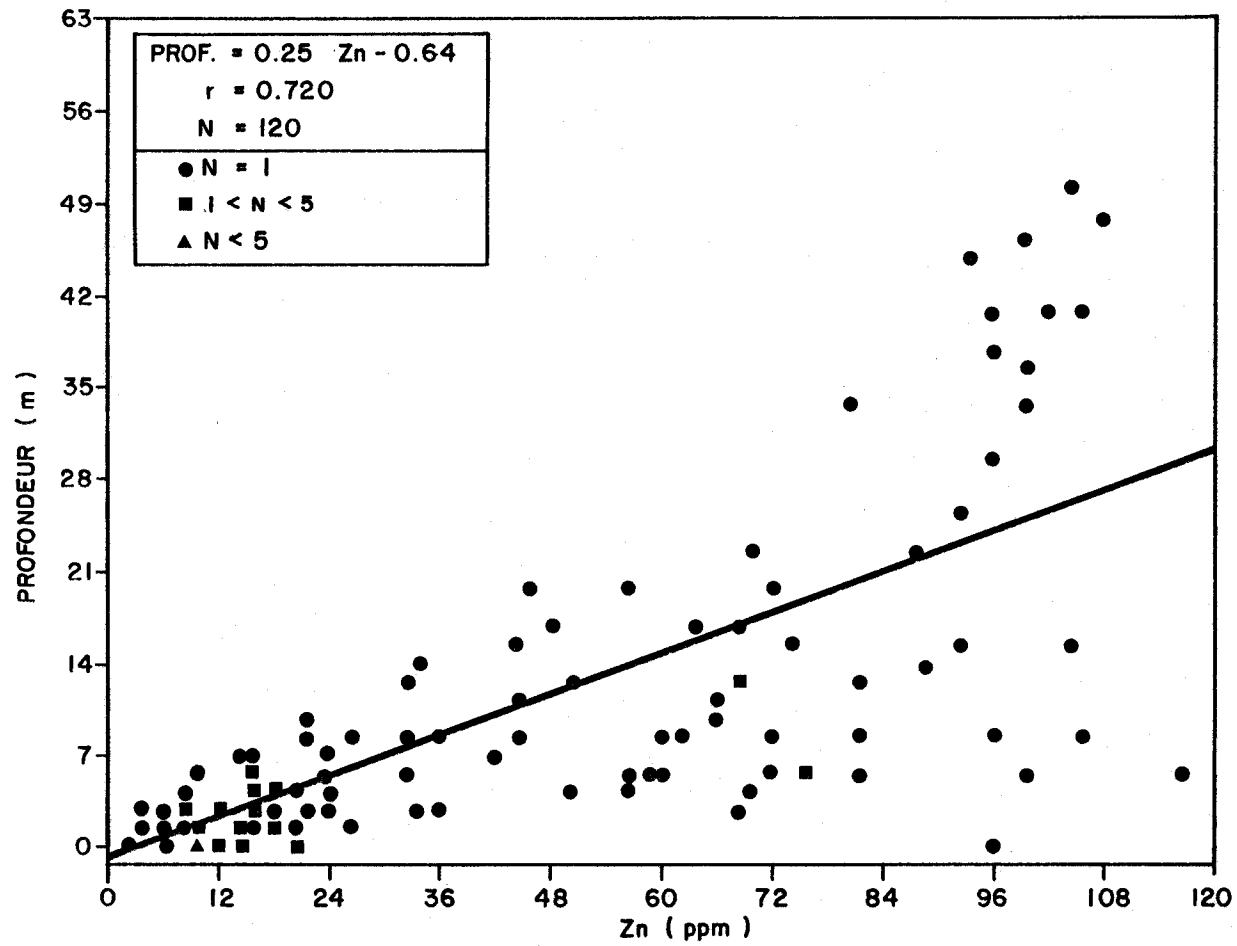


Figure 8.7 Relation entre la profondeur et la teneur en Zn des sédiments de fond du lac Saint-Jean.

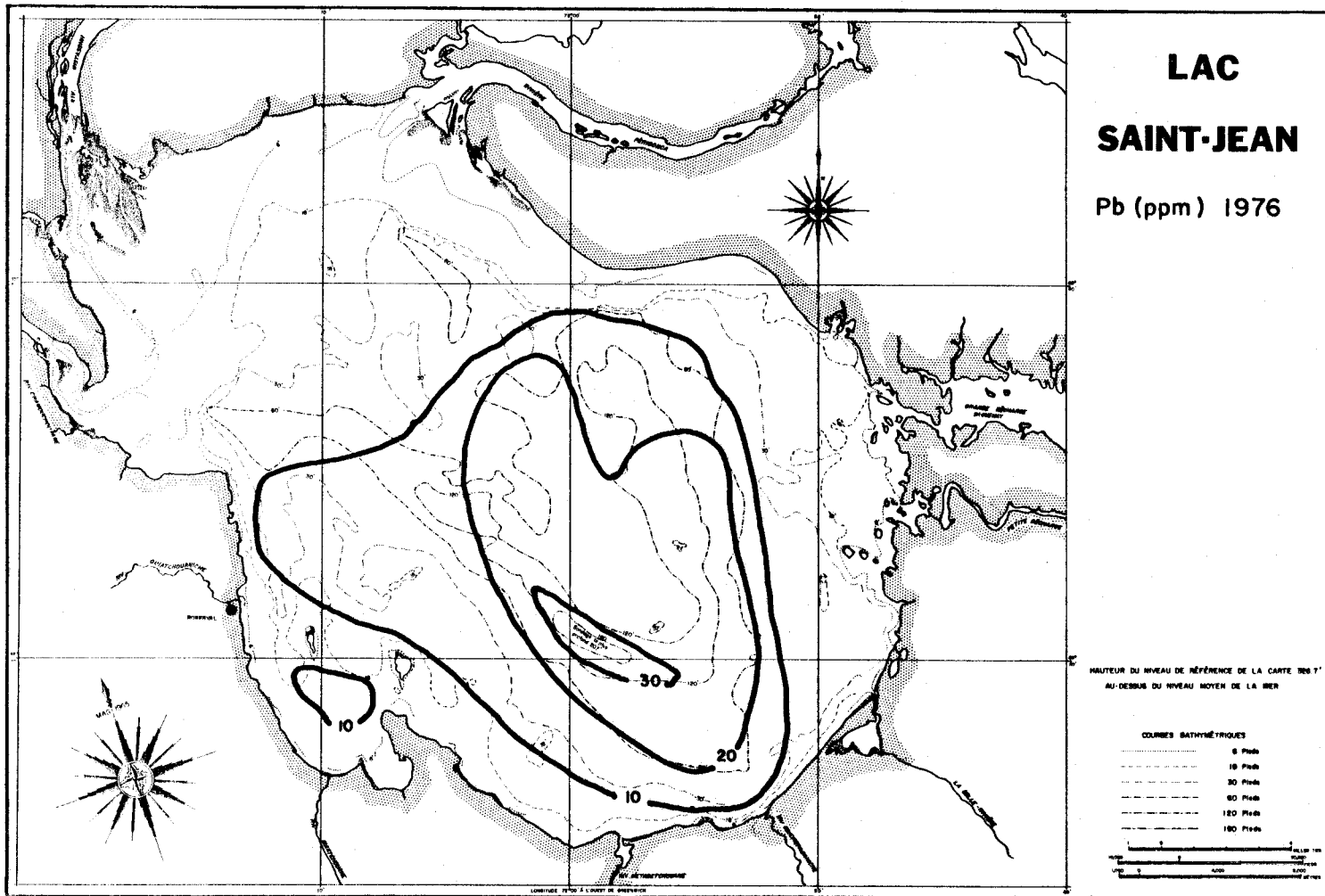


Figure 8.8 Distribution du Pb dans les sédiments de fond du lac Saint-Jean.

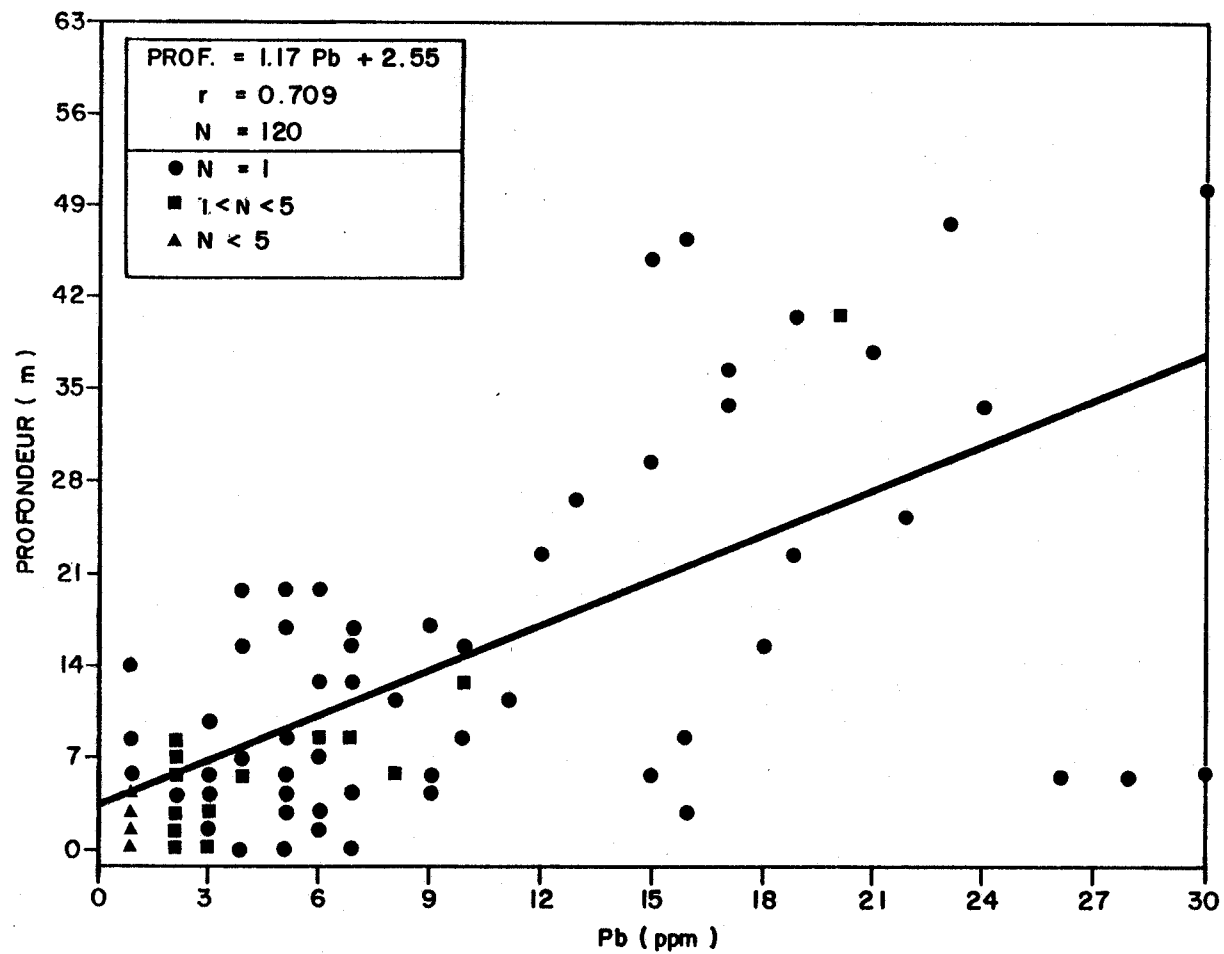


Figure 8.9 Relation entre la profondeur et la teneur en Pb des sédiments de fond du lac Saint-Jean.

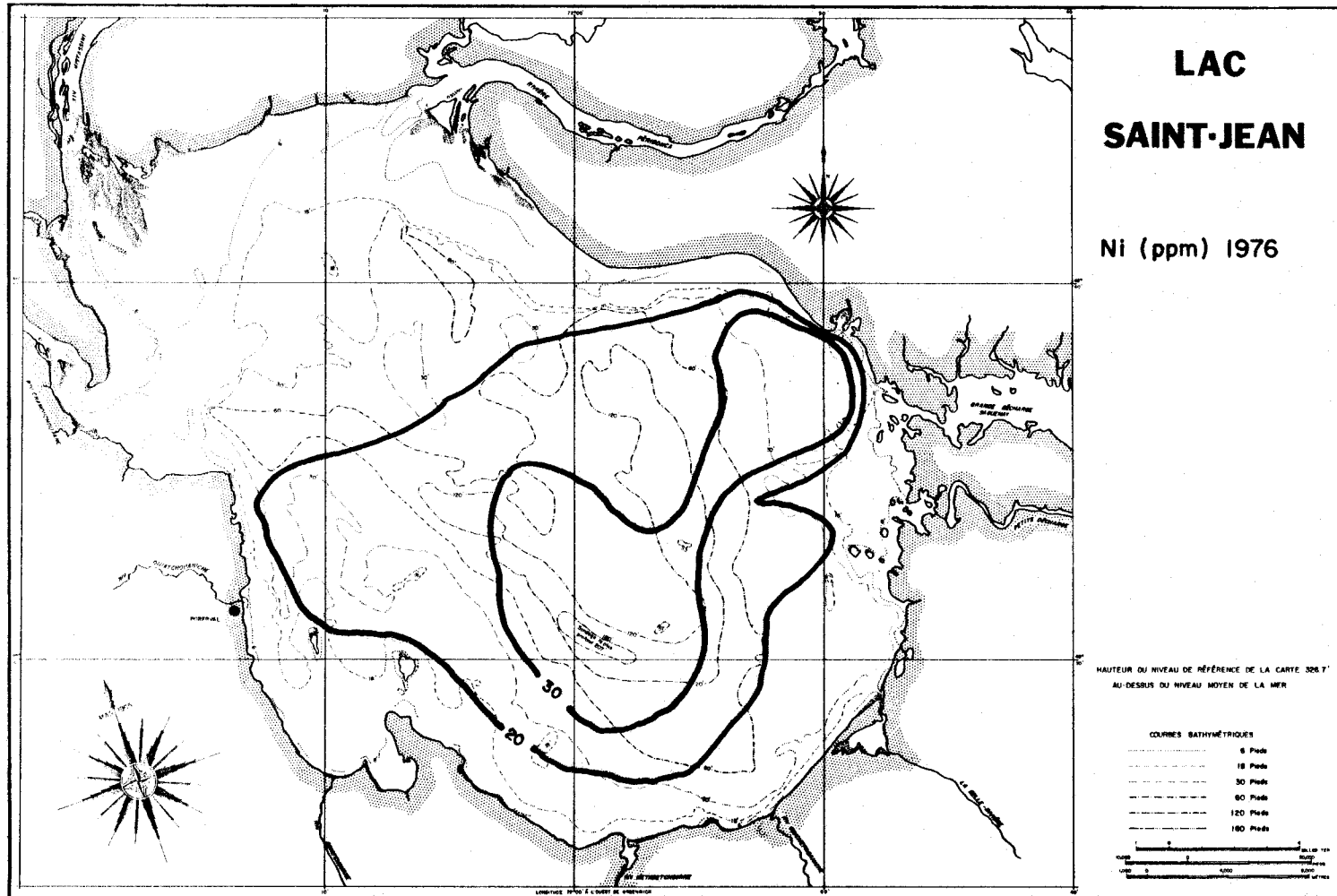


Figure 8.10 Distribution du Ni dans les sédiments de fond du lac Saint-Jean.

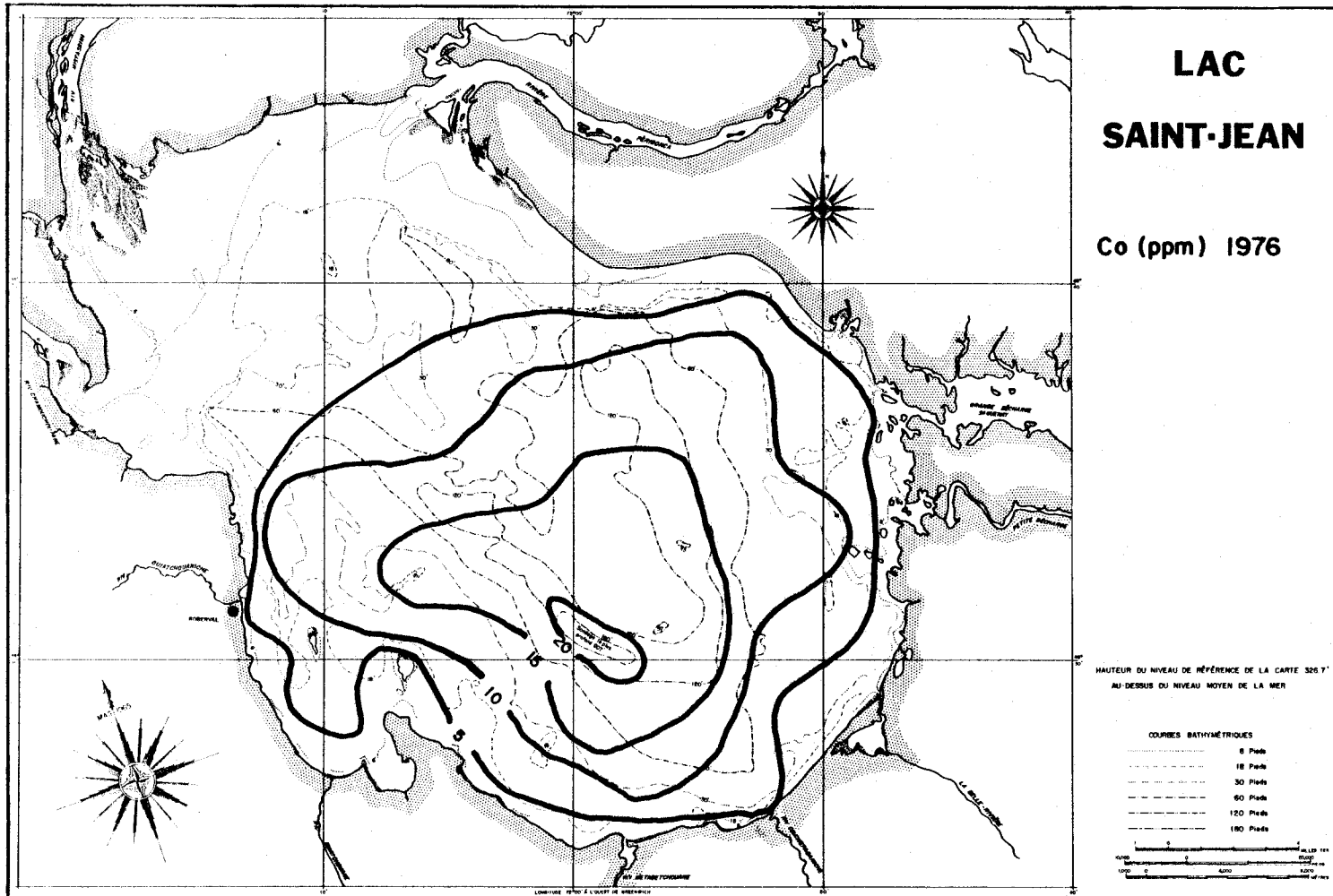


Figure 8.11 Distribution du Co dans les sédiments de fond du lac Saint-Jean.

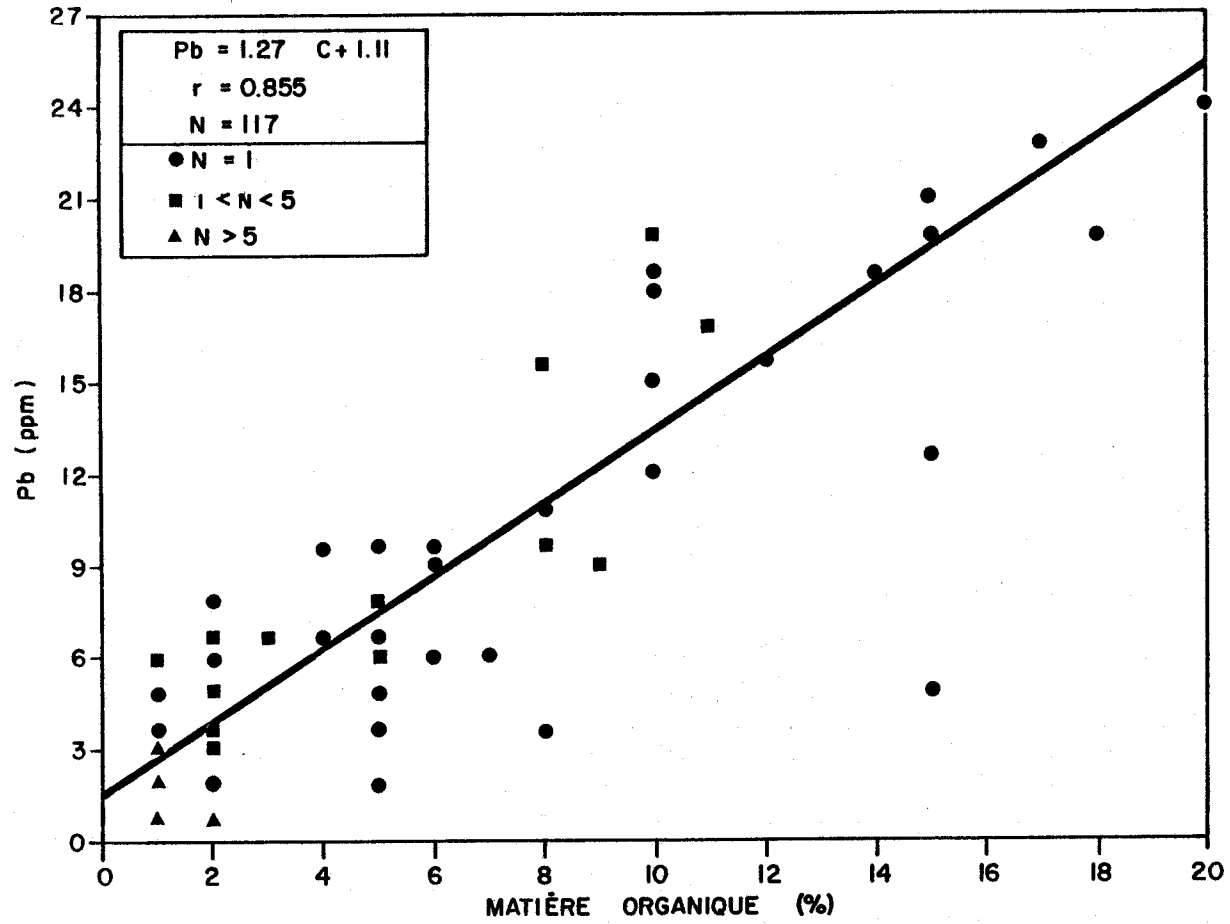


Figure 8.13 Relation entre les teneurs en Pb et C des sédiments de fond du lac Saint-Jean.

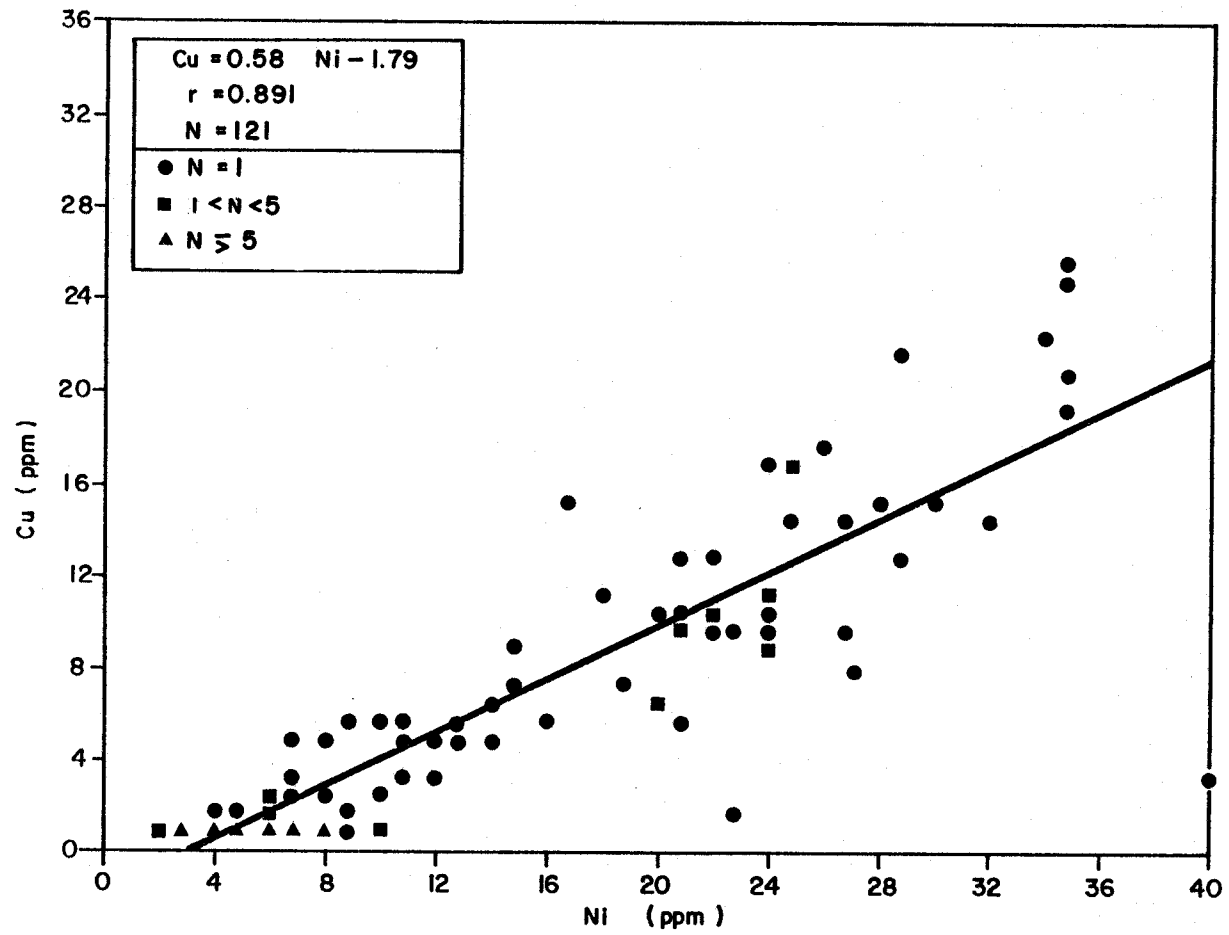


Figure 8.14 Relation entre les teneurs en Cu et Ni des sédiments de fond du lac Saint-Jean.

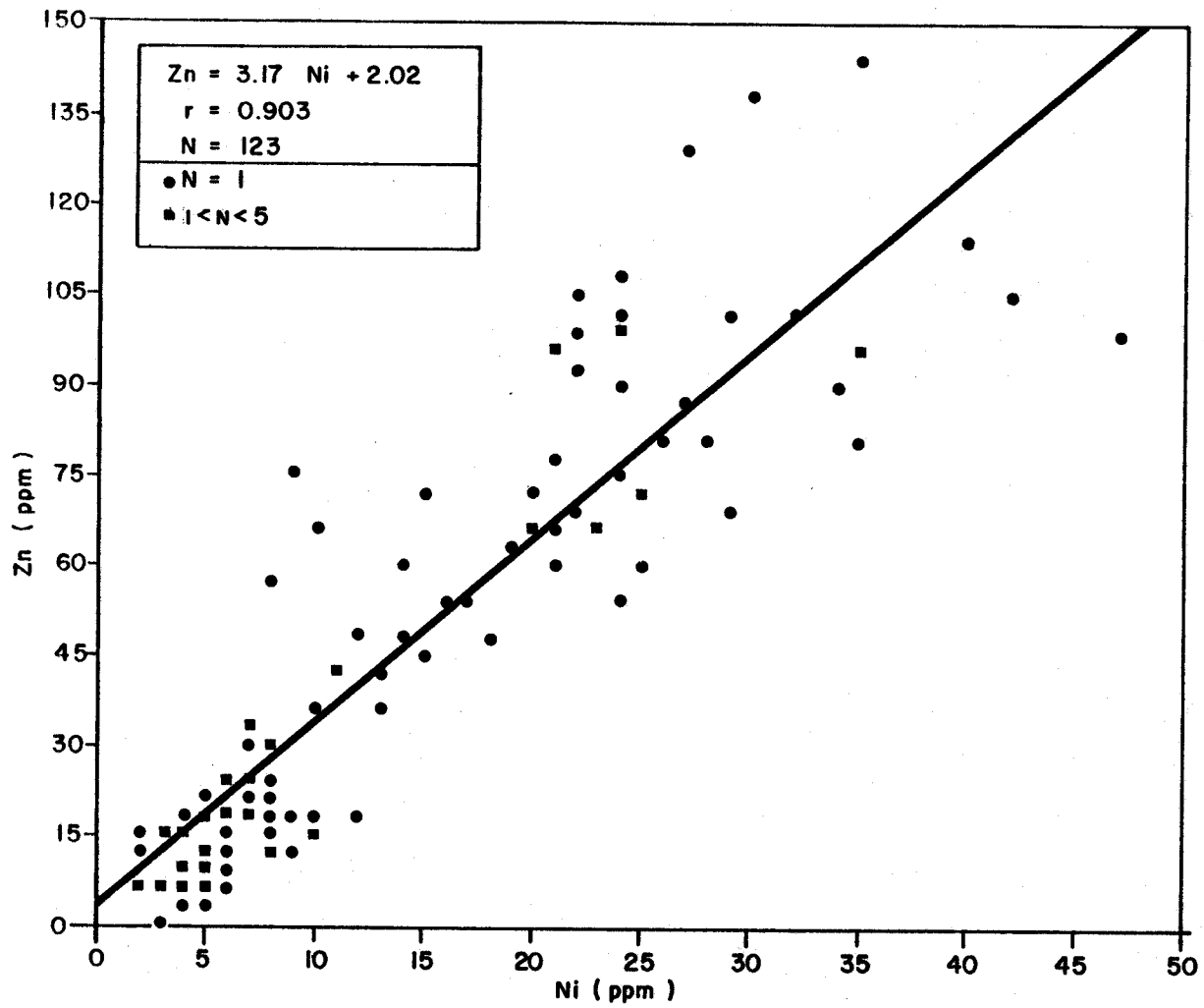


Figure 8.15 Relation entre les teneurs en Zn et Ni des sédiments de fond du lac Saint-Jean.

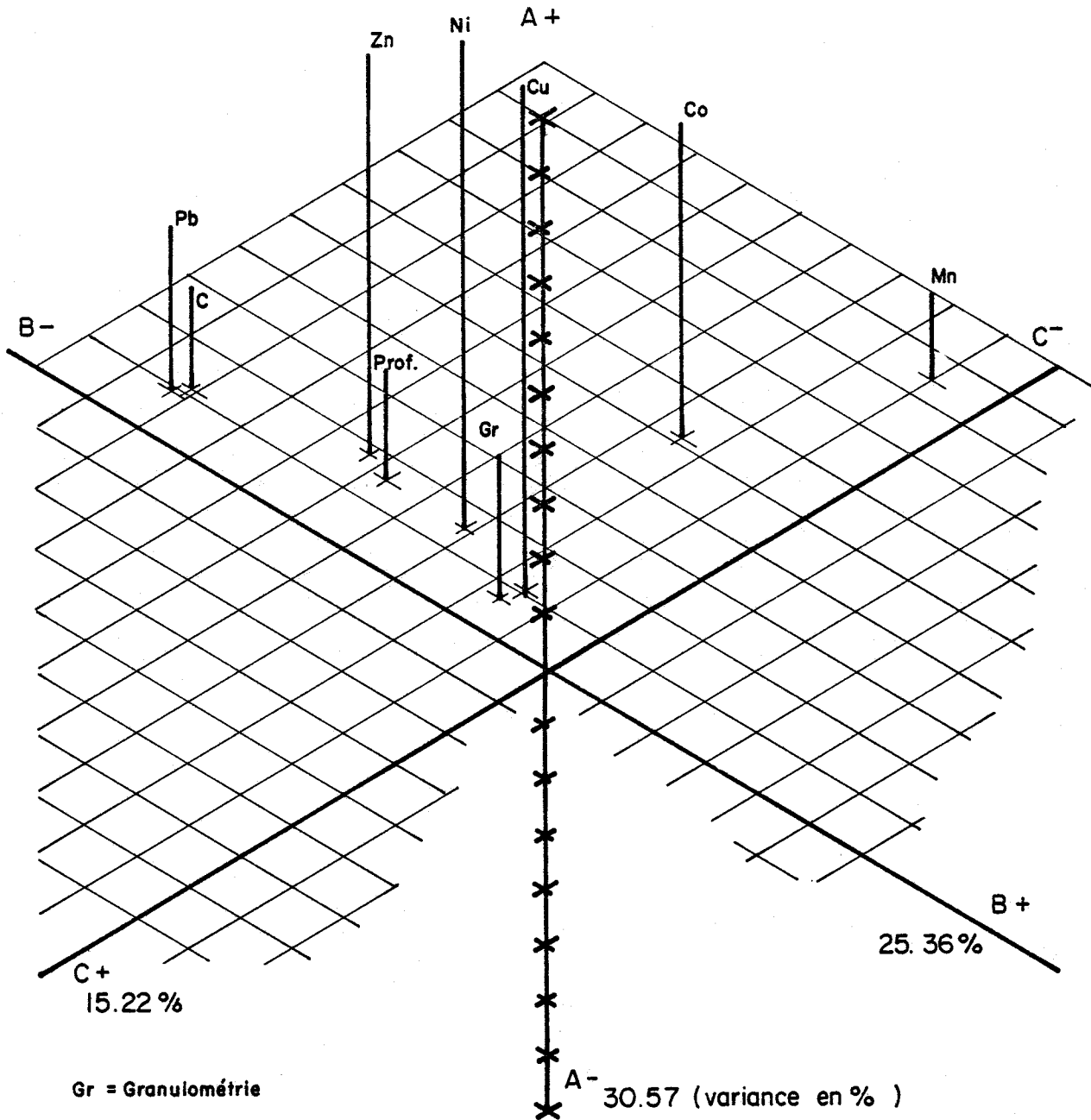
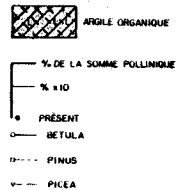


Figure 8.16. Dispersion tridimensionnelle des poids des variables, calculés par analyse des composantes principales de mode-R avec rotation VARIMAX des axes, pour 123 échantillons géochimiques des sédiments de fond du lac Saint-Jean.

LAC SAINT-JEAN
07-74

LÉGENDE

 ■ ARGILE ORGANIQUE
 — % DE LA SOMME POLLINIQUE
 ○ % H10
 ● PRÉSENT
 ○ BETULA
 ○ PINUS
 ○ PICEA

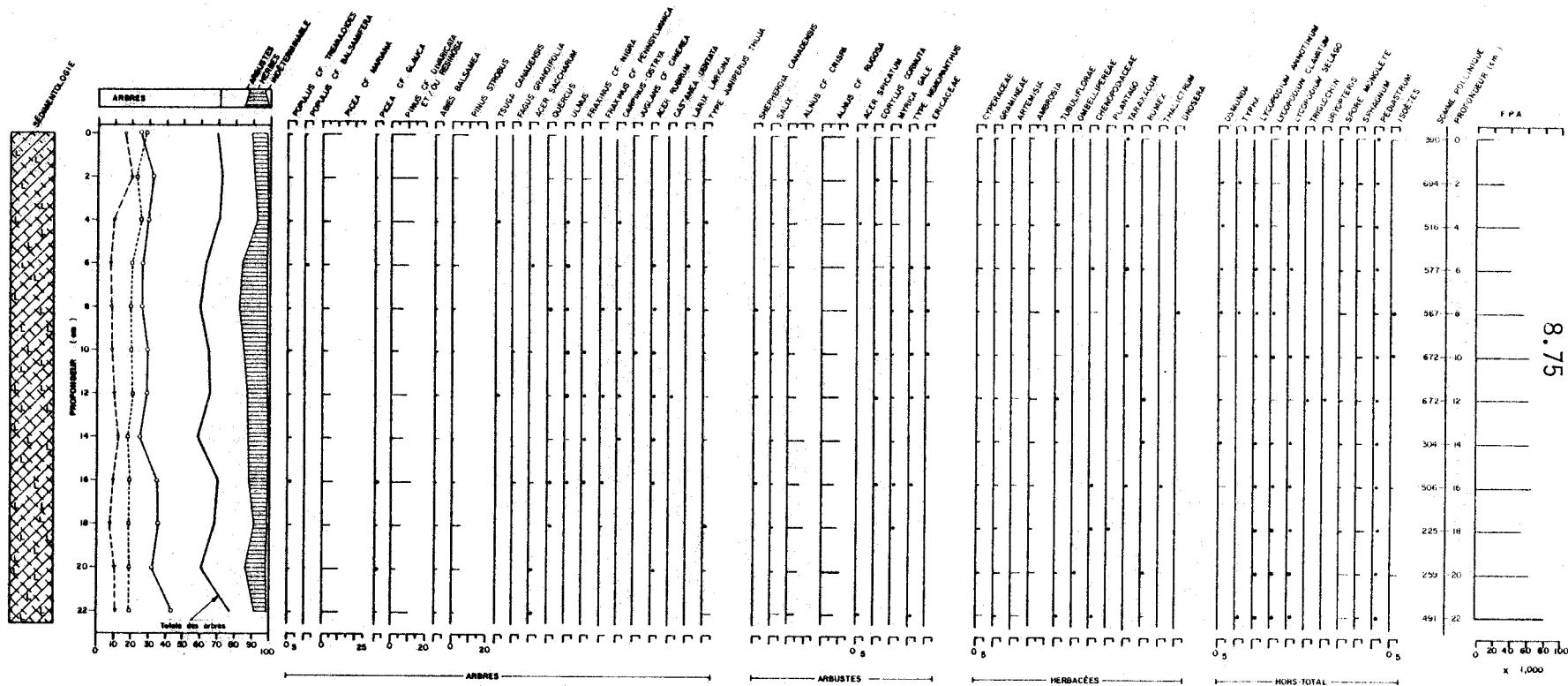


Figure 8. 18 . Diagramme pollinique des sédiments de la carotte 07-74 du lac Saint-Jean.

04-75 LAC SAINT-JEAN

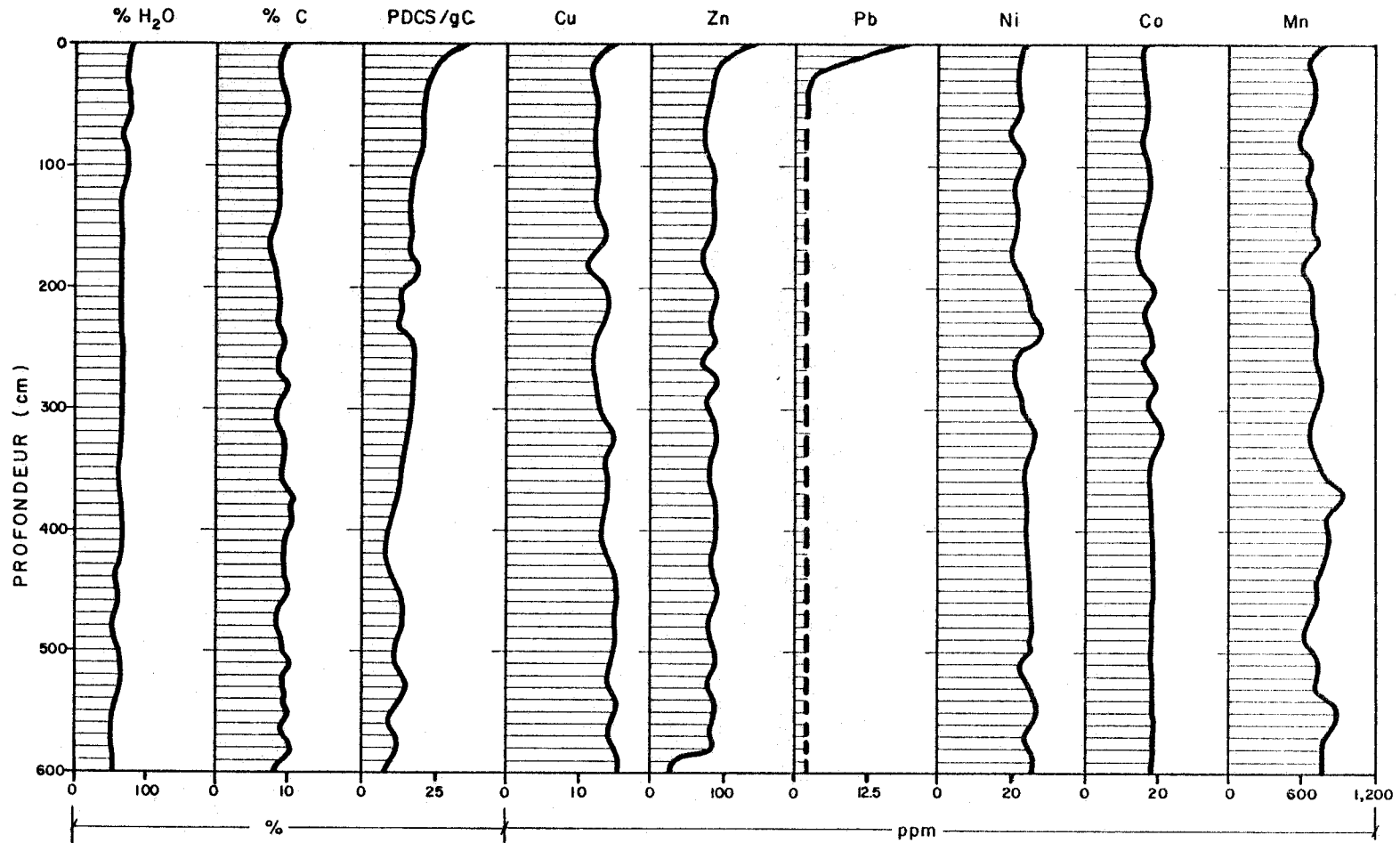


Figure 8.20. Distribution stratigraphique de quelques paramètres géochimiques dans les sédiments de la carotte 04-75 du lac Saint-Jean.

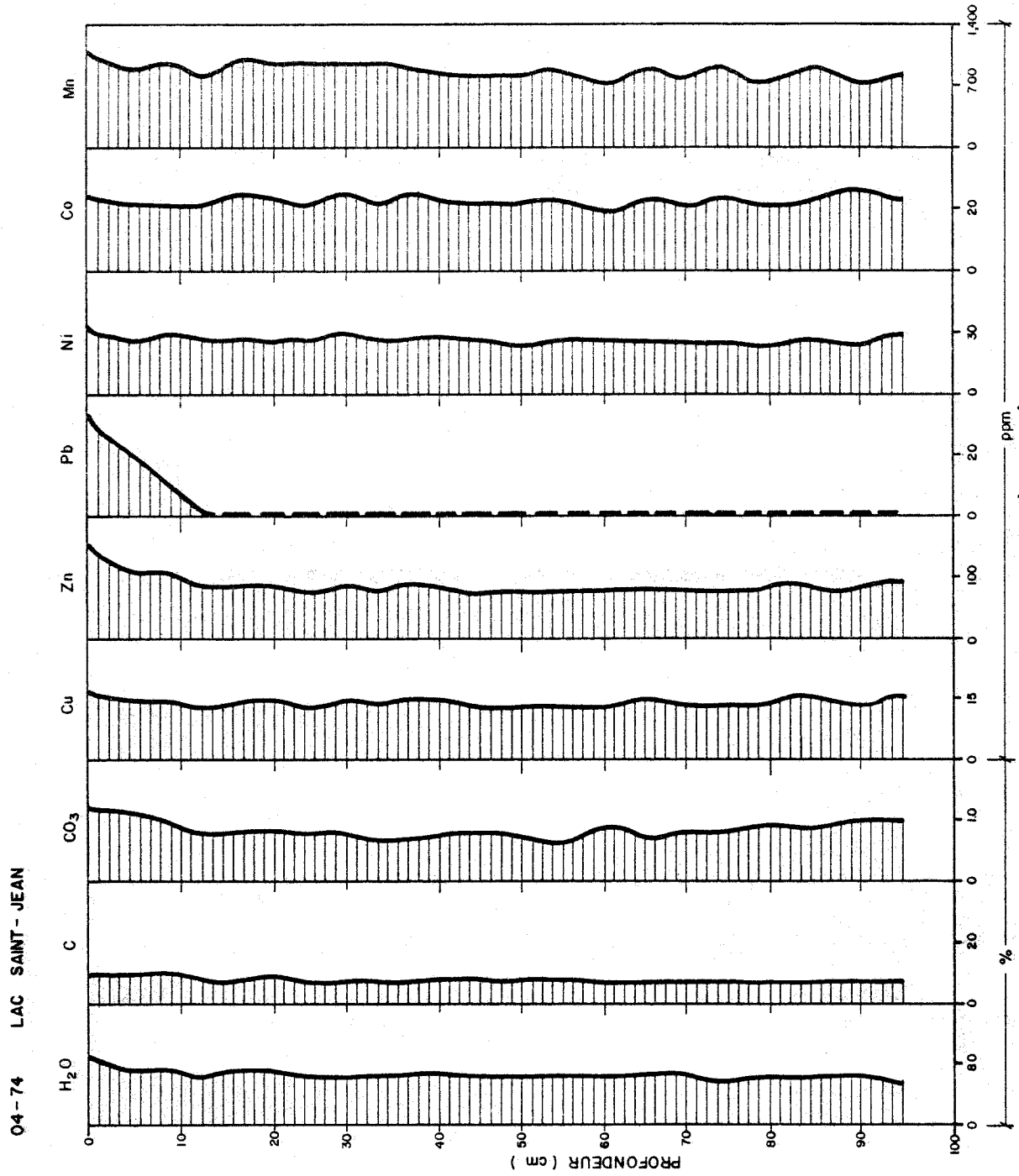


Figure 8.21 . Distribution stratigraphique de quelques paramètres géochimiques dans les sédiments de la carotte O4-74 du lac Saint-Jean.

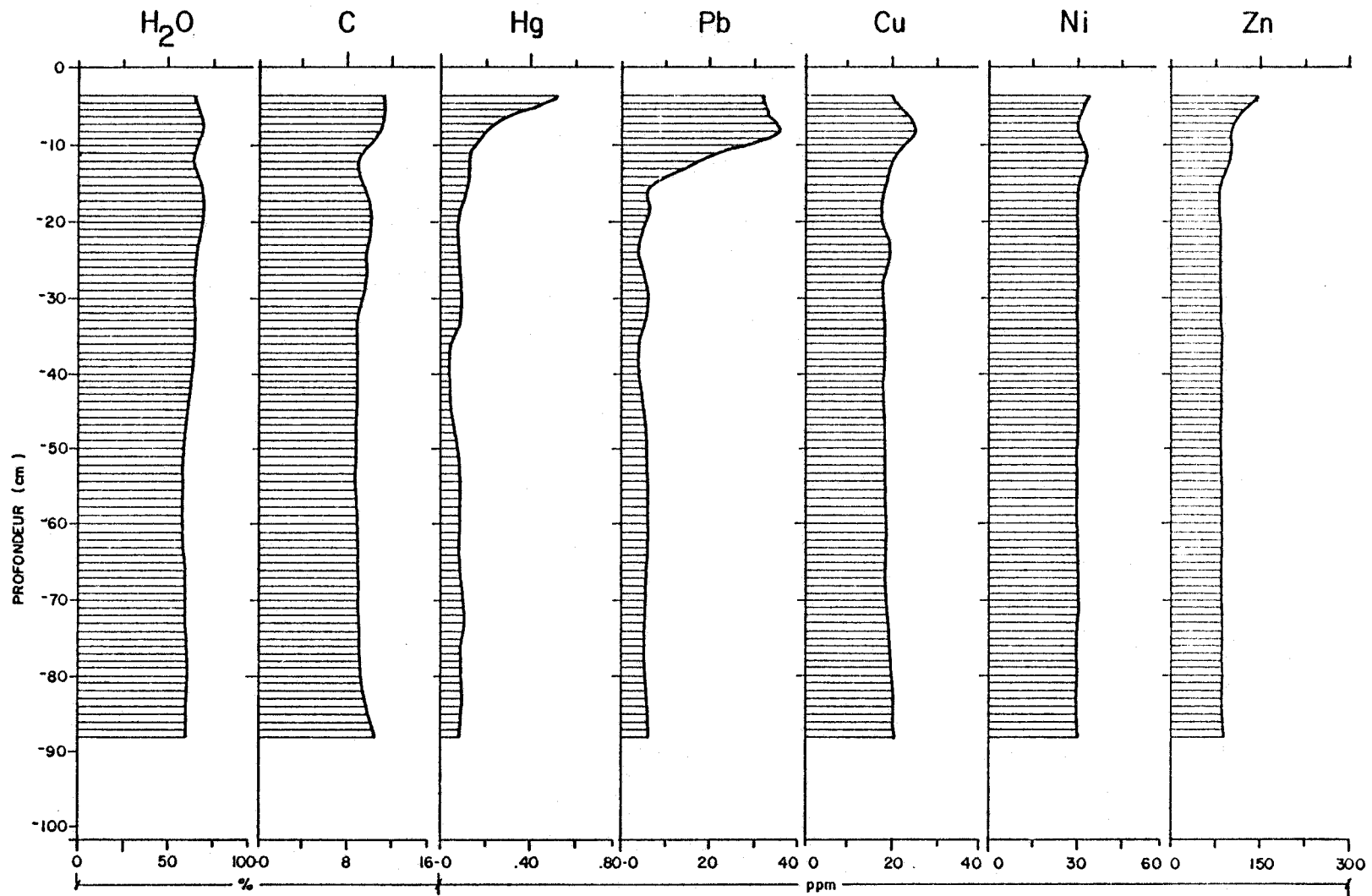


FIGURE 8.22 Distribution stratigraphique de quelques paramètres géochimiques dans les sédiments de la carotte 04-73 du lac Saint-Jean.

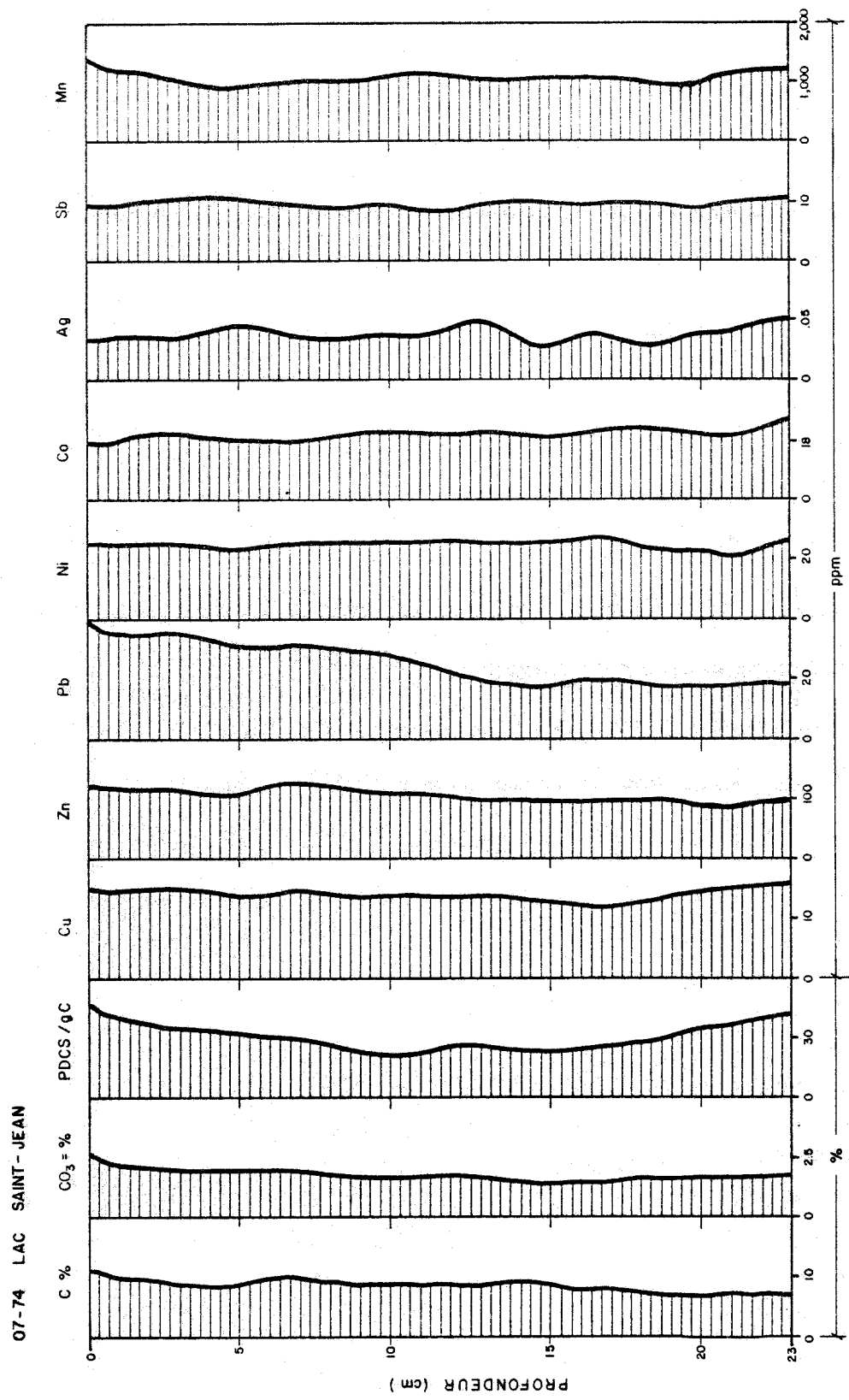


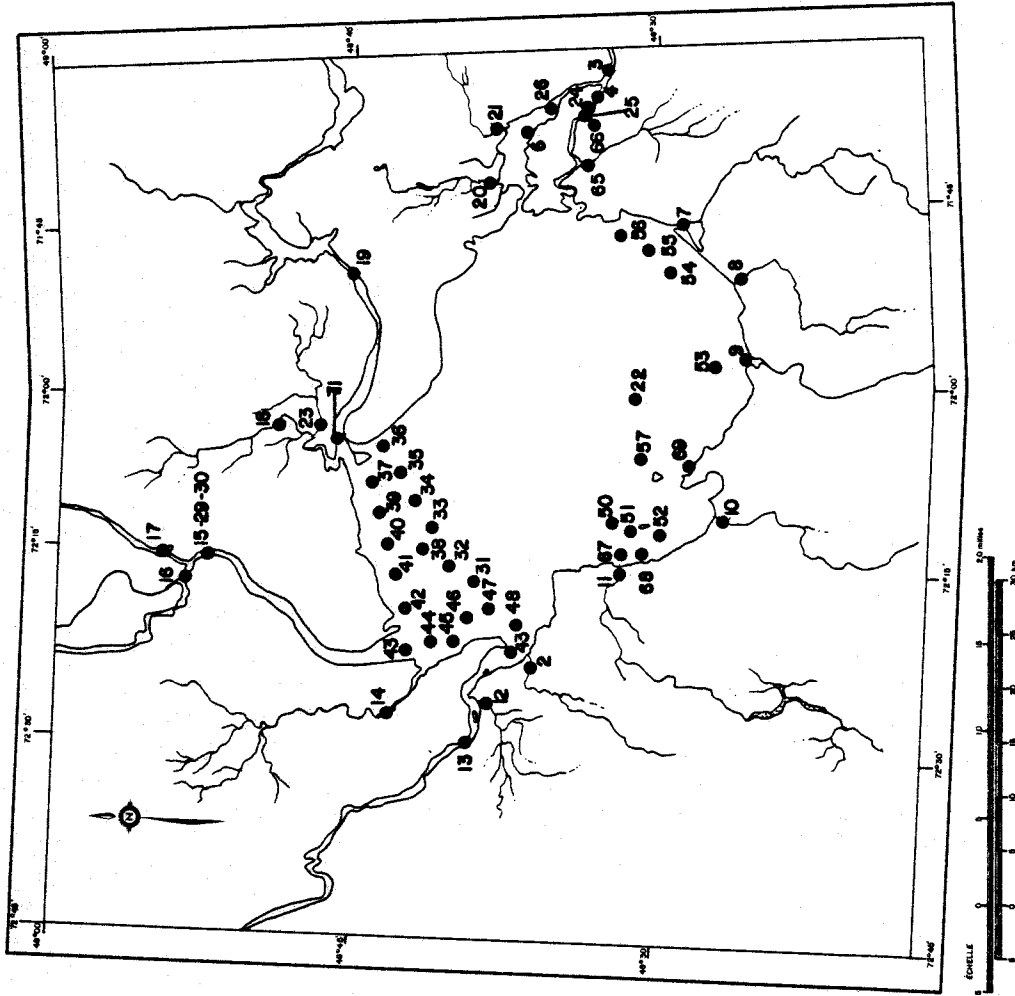
Figure 8.23 . Distribution stratigraphique de quelques paramètres géochimiques dans les sédiments de la carotte 07-74 du lac Saint-Jean.

ANNEXE A

LAC SAINT-JEAN

LEGENDE

- = EMPLACEMENT DE LA STATION
- 16 = LE NUMÉRO DE CETTE STATION



A - 1 Localisation des stations d'échantillonnage du lac Saint-Jean et de ses tributaires pour les années 1974, 1975 et 1976 .

INRS-Eau - LOCALISATION DES STATIONS D'ECHANTILLONNAGE DU LAC SAINT-JEAN
ET DE SES TRIBUTAIRES - Années 1974, 1975 et 1976.

STATIONS	LOCALISATION	COORDONNEES UTM*	
2	Rivière aux Iroquois à Saint-Prime	18U	XJ957863
3	Aval du confluent de la Petite et de la Grande Décharge à Alma	19U	CD076789
4	Petite Décharge, au quai de la Villa Saguenay, à Alma	19U	CD062796
5	Petite Décharge en amont de la ville d'Alma	19U	CD032823
6	Grande Décharge en amont de la centrale hydro-électrique de l'Isle-Maligne	19U	CD035848
7	La Belle Rivière à Saint-Gédéon	19U	BD935733
8	Rivière Couchepaganiche à Saint-Jérôme	19U	BD878681
9	Rivière Métabetchouane à Desbiens	19U	BD806669
10	Rivière Ouiatchouane à Val Jalbert	18U	YJ099697
11	Rivière Ouiatchouaniche à Roberval	18U	YJ050783
12	Rivière à l'Ours à son embouchure	18U	XJ922904
13	Rivière Chamouchouane à Saint-Félicien	18U	XJ881924
14	Rivière Ticouapé à Saint-Méthode	18U	XK904003
15	Rivière Mistassini, en aval de Dolbeau	18U	XK046167
16	Rivière Mistassini, en amont de Dolbeau	18U	YK032182
17	Rivière Mistassibi au pont de la ville de Mistassini	18U	YK043198
18	Rivière Petite Péribonca à Péribonca	18U	YK168108
19	Rivière Péribonca au pont de Sainte-Monique	19U	BE896028
20	Rivière des Chicots à Delisle	19U	BD984907

* Quadrillage universel transverse de Mercator

(SUITE)

STATIONS	LOCALISATION	COORDONNEES UTM	
21	Rivière Mistouc à Saint-Coeur-de-Marie	19U	CD029893
22	Lac Saint-Jean: station centrale	18U	YJ210781
23	Rivière Moreau à Péribonca	18U	YK167064
24	Petite Décharge: effluent de l'usine Price à Alma	19U	CD044808
25	Petite Décharge au pont de la rue Saint-Joseph à Alma	19U	CD043808
26	Grande Décharge au pont en aval de la centrale de l'Isle-Maligne	19U	CD0583
27	Rivière Ouasiemesca au pont couvert de Girardville	18U	XK7733
28	Rivière Mistassini en amont de son confluent avec la rivière Samaqua	18U	XK7748
29	Rivière Mistassini: centre de la section transversale ouest-est (au quai de Dolbeau)	18U	YK0416
30	Rivière Mistassini: rive est de la section transversale ouest-est (au quai	18U	YK0416
31	Lac Saint-Jean: sud de la section transversale Saint-Prime - Péribonca	18U	YJ0191
32	Lac Saint-Jean: sud de la section transversale Saint-Prime - Péribonca	18U	YJ0394
33	Lac Saint-Jean: sud de la section transversale Saint-Prime - Péribonca	18U	YJ0595
34	Lac Saint-Jean: sud de la section transversale Saint-Prime - Péribonca	18U	YJ0998
35	Lac Saint-Jean: sud de la section transversale Saint-Prime - Péribonca	18U	YJ1199
36	Lac Saint-Jean: sud de la section transversale Saint-Prime - Péribonca (sud-est de l'île Bouliane)	18U	YK1400
37	Lac Saint-Jean: nord de la section transversale Saint-Prime-- Péribonca	18U	YK1202
38	Lac Saint-Jean: centre de la section transversale Saint-Prime - Péribonca	18U	YJ0395

(SUITE)

STATIONS	LOCALISATION	COORDONNEES UTM
39	Lac Saint-Jean: nord de la section transversale Saint-Prime - Péribonca (ruisseau Savard)	18U YK0801
40	Lac Saint-Jean: nord de la section transversale Saint-Prime - Péribonca (ruisseau Ptarmigan)	18U YK0500
41	Lac Saint-Jean: nord de la section transversale Saint-Prime - Péribonca	18U YJ0299
42	Lac Saint-Jean: est de l'embouchure de la Mistassini	18U YJ0098
43	Lac Saint-Jean: nord de l'embouchure de la Mistassini	18U YJ9697
44	Lac Saint-Jean: centre de l'embouchure de la Mistassini (Ile-aux-Pins)	18U XJ9795
45	Lac Saint-Jean: embouchure des rivières Mistassini et Ticouapé	18U XJ9793
46	Lac Saint-Jean: embouchure de la Ticouapé	18U XJ9892
47	Lac Saint-Jean: est de la pointe située entre la Ticouapé et la Chamouchouane	18U XJ9989
48	Lac Saint-Jean: sud de la pointe entre la Ticouapé et la Chamouchouane	18U XJ9888
49	Lac Saint-Jean: embouchure de la Chamouchouane	18U XJ9687
50	Lac Saint-Jean: face au nord de Roberval	18U XJ0679
51	Lac Saint-Jean: face au centre de Roberval	18U YJ0777
52	Lac Saint-Jean: face au sud de Roberval	18U XJ0775
53	Lac Saint-Jean: embouchure de la Métabetchouane	19U BD8068
54	Lac Saint-Jean: face au sud de Saint-Gédéon	19U BD9073
55	Lac Saint-Jean: face au centre de Saint-Gédéon	19U BD9274
56	Lac Saint-Jean: face au nord de Saint-Gédéon	19U BD9376

(SUITE)

STATIONS	LOCALISATION	COORDONNEES UTM	
57	Lac Saint-Jean: à mi-chemin entre la station centrale du lac et Roberval	18U	YJ1477
58	Rivière Saguenay: rive sud de la section transversale sud-nord, au pont de Chicoutimi	19U	CD4767
59	Rivière Saguenay: centre de la section transversale sud-nord, au pont de Chicoutimi	19U	CD4767
60	Rivière Saguenay: rive nord de la section transversale sud-nord, au pont de Chicoutimi	19U	CD4767
61	Rivière Saguenay: rive sud de la section transversale sud-nord, à Sainte-Rose-du-Nord	19U	CD8256
62	Rivière Saguenay: 1/3 de la section transversale sud-nord, à Sainte-Rose-du-Nord	19U	CD8257
63	Rivière Saguenay: 2/3 de la section transversale sud-nord, à Sainte-Rose-du-Nord	19U	CD8258
64	Rivière Saguenay: rive nord de la section transversale sud-nord, à Sainte-Rose-du-Nord	19U	CD8260
65	Rivière Bédard: pont de la Petite Décharge	19U	BD9981
66	Ruisseau Rouge: ville d'Alma	19U	CD0380
67	Lac Saint-Jean: quai de Roberval	18U	YJ0578
68	Lac Saint-Jean: au nord de l'hôpital de Roberval	18U	YJ0576
69	Lac Saint-Jean: Pointe de Chambord	18U	YJ1372
70	Rivière Saguenay: ruisseau de l'usine Alcan à Arvida	19U	
71	Rivière Péribonca: rive nord de l'embouchure	18U	YK1605