

UNIVERSITE DU QUEBEC

THESE

présentée à

l'INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE (EAU)

comme exigence partielle

de la

maîtrise ès Sciences (eau)

par

Paul Potvin

B.Sc. (Biologie)

"RELATION ENTRE L'ETAT TROPHIQUE D'UN LAC  
ET L'UTILISATION DU TERRITOIRE DANS SON BASSIN VERSANT"

AOUT 1976

Cette thèse est dédiée à mon épouse, France, pour l'aide et l'encouragement  
apportés durant ce travail.

## AVANT-PROPOS

L'auteur de cette thèse exprime sa profonde gratitude

- au professeur Pierre Campbell de l'Institut National de la Recherche Scientifique pour avoir assumé la direction de ce travail, pour sa disponibilité ainsi que pour la confiance qu'il m'a témoignée;
- au professeur D. Cluis, de l'Institut National de la Recherche Scientifique qui a bien voulu me conseiller et qui a accepté d'examiner et de critiquer ce travail;
- à monsieur M. Leclerc pour sa collaboration et ses précieux conseils;
- à monsieur M. Lamontagne, d'Environnement Canada, pour l'appréciation globale de ce travail.

Ce travail n'aurait pas été possible sans le concours de nombreuses personnes. Je remercie particulièrement monsieur H. St-Martin, directeur du Service Qualité des Eaux au Ministère des Richesses naturelles, ainsi que monsieur J.-P. Gauthier, chef de la Division Limnologie, pour avoir mis à ma disposition tous les documents et toutes les données très utiles.

Je remercie aussi de façon particulière tout le personnel du Service Qualité des Eaux pour tous les renseignements précieux et tous les conseils qu'ils m'ont fournis tout au long de ce travail. Je les remercie en

outre pour la complaisance qu'ils ont manigestée à mon égard.

Ma reconnaissance va donc à J. Alain, H. Durocher, P. Gentes, P. Lemoyne, M. Le Rouzès, R. Lévesque et P. Mathieu.

Mes remerciements vont également au service de documentation de l'Institut National de la Recherche Scientifique (C. Bourque, M. Cantin, G. Godbout) ainsi qu'à monsieur A. Parent, dessinateur, et Mme Hélène Dubé, pour le soin apporté à la dactylographie de cette thèse; de plus, je remercie vivement L. Côté, Y. Bordage et R. Lessard dessinateurs au Ministère des Richesses naturelles pour leur collaboration grandement appréciée.

Enfin, à tous les professeurs, à mes compagnons d'étude, et au personnel de l'INRS-Eau qui, de près ou de loin, ont bien voulu m'aider tout au long de ce travail, j'exprime ma reconnaissance.

## TABLE DES MATIERES

	Page
Avant-propos.....	ii
Table des matières.....	iv
Liste des Figures.....	vii
Liste des Tableaux.....	x
Liste des Cartes.....	xii
Liste des Annexes.....	xiii
Terminologie.....	xiv
Résumé.....	1
1. Introduction.....	3
2. Problématique.....	6
2.1 Notions limnologiques importantes.....	8
2.1.1 Production primaire et facteurs limitants.....	8
2.2 Le phosphore.....	9
2.2.1 Notions générales.....	9
2.2.2 Spéciation; disponibilité biologique.....	10
2.2.3 Géochimie du phosphore.....	15
2.2.4 Le phosphore: son comportement, ses cycles.....	20
2.2.5 Le phosphore et les sédiments de fond.....	24
2.3 Système lacustre - caractérisation du degré de trophie.....	27
2.4 Introduction aux modèles de prévision de l'état trophique des lacs.....	33
2.4.1 Modèle I de Vollenweider ( $L_p$ vs $\bar{Z}$ ).....	33
2.4.2 Modèle II de Vollenweider ( $L_p$ vs $\bar{Z}/t_w$ ).....	35
2.4.3 Modèle III de Dillon ( $L_p(1-R)/\rho$ vs $\bar{Z}$ ).....	41
2.5 Hypothèses de base du présent travail.....	46

3.	Méthode de travail.....	51
3.1	Caractérisation des lacs.....	51
3.1.1	Choix des lacs - critères.....	51
3.1.2	Description de la région étudiée.....	56
3.1.3	Caractérisation des lacs - données générales.....	57
3.1.4	Caractérisation des lacs - variables des lacs.....	61
3.1.5	Cote trophique.....	64
3.2	Utilisation du territoire et calcul des charges.....	66
3.2.1	Approche traditionnelle.....	66
3.2.1.1	Définition des classes d'utilisation du territoire.	66
3.2.1.2	Choix des coefficients d'exportation pour le phosphore.....	66
	. affectation agricole active.....	69
	. marais, marécages.....	70
	. surfaces d'eau.....	70
	. affectation urbaine.....	71
	. affectation forestière.....	72
	. zones improductives.....	73
3.2.1.3	Calcul des apports de chaque classe.....	73
3.2.1.4	Apports de la population humaine.....	75
3.2.1.5	Apports atmosphériques.....	78
3.2.1.6	Apports en provenance du (ou des) lac (s) situés (s) en amont.....	81
3.2.1.7	Charges spécifiques globales de phosphore total....	83
3.2.2	Approche de l'INRS-Eau.....	83
3.2.2.1	Description du modèle d'apports.....	83

	Page
3.2.2.2 Approche adoptée.....	87
4. Résultats et discussion.....	91
4.1 Comparaison des trois modèles de prévision.....	91
4.1.1 Modèle I de Vollenweider.....	91
4.1.2 Modèle II de Vollenweider.....	94
4.1.3 Modèle III de Dillon.....	97
4.2 Comparaison des deux méthodes de calcul d'apports.....	100
4.2.1 Comparaison sommaire des résultats.....	100
4.2.2 Explication des écarts entre les deux méthodes.....	102
4.2.3 Critique des deux méthodes.....	106
5. Conclusion.....	122
6. Recommandations.....	125
Bibliographie.....	128

LISTE DES FIGURES

		PAGE
Figure 1	Dépendance du rendement en fonction des concentrations initiales de phosphore du milieu de culture pour quelques espèces d'algues planctoniques (tiré de Vollenweider, 1968).....	14
Figure 2	Transferts entre les compartiments du phosphore (tiré de Van Wazer, 1961).....	21
Figure 3	Cycle global du phosphore sur la Terre (tiré de Fairbridge, 1972) .....	22
Figure 4	Schéma de l'eutrophisation des lacs par bonds, avec charges extérieures croissantes (tiré de Vollenweider, 1968) .....	26
Figure 5	Relation entre la concentration de phosphore total au printemps et la concentration estivale de chlorophylle <u>a</u> (tiré de Dillon, 1974) .....	31
Figure 6	Type de relation existant entre la concentration de chlorophylle <u>a</u> et la profondeur du Secchi (tiré de Michalski <i>et al.</i> , 1973).....	32
Figure 7	Modèle I de Vollenweider impliquant la charge spécifique de phosphore total ( $L_p$ ) et la profondeur moyenne ( $\bar{Z}$ ).....	34
Figure 8	Modèle II de Vollenweider impliquant la charge spécifique de phosphore total ( $L_p$ ) et la vitesse d'apport de l'eau ( $q_s$ ) .....	39

Figure 9	Modèle III de Dillon reliant l'état trophique d'un lac à sa concentration prédite de phosphore au brassage printanier.....	43
Figure 10	Relation entre la concentration de phosphore au printemps et la charge spécifique de phosphore (tiré de Vollenweider, 1968).....	47
Figure 11	Schéma explicatif servant au calcul des apports en phosphore en provenance de lac (s) situé (s) en amont	82
Figure 12a	Charges spécifiques de phosphore total par rapport à la profondeur moyenne; méthode traditionnelle de calcul d'apports. Modèle I de Vollenweider.....	92
Figure 12b	Charges spécifiques de phosphore total par rapport à la profondeur moyenne; méthode de calcul d'apports de l'INRS-Eau. Modèle I de Vollenweider.....	93
Figure 13a	Charges spécifiques de phosphore total par rapport à la vitesse d'apports de l'eau par unité de surface; méthode traditionnelle de calcul d'apports. Modèle II de Vollenweider.....	95
Figure 13b	Charges spécifiques de phosphore total par rapport à la vitesse d'apport de l'eau par unité de surface; méthode de calcul d'apports de l'INRS-Eau. Modèle II de Vollenweider.....	96
Figure 14a	Prévision de l'état trophique des lacs à partir de leur concentration prédite de phosphore au brassage vernal; méthode traditionnelle de calcul d'apports.	

	Modèle III de Dillon .....	98
Figure 14b	Prévision de l'état trophique des lacs à partir de leur concentration prédite de phosphore au brassage vernal; méthode de calcul d'apports de l'INRS-Eau. Modèle III de Dillon .....	99
Figure 15a	Corrélation et intervalle de confiance à 95% de la régression entre la cote trophique et la concentration printanière prédite de phosphore selon la méthode traditionnelle de calcul d'apports .....	107
Figure 15b	Corrélation et intervalle de confiance à 95% de la régression entre la cote trophique et la concentration printanière prédite de phosphore selon la méthode de calcul d'apports de l'INRS-Eau .....	108
Figure 16a	Corrélation et intervalle de confiance à 95% de la régression entre les concentrations prédites et observées de phosphore au printemps selon la méthode traditionnelle de calcul d'apports .....	114
Figure 16b	Corrélation et intervalle de confiance à 95% de la régression entre les concentrations prédites et observées de phosphore au printemps selon la méthode de calcul d'apports de l'INRS-Eau .....	115

LISTE DES TABLEAUX

		PAGE
Tableau 1	Différenciation des formes de phosphore dans l'eau (adapté de Ohle, 1938).....	12
Tableau 2	Abondance du phosphore sur le Terre (adapté de Van Wazer, 1961).....	16
Tableau 3	Combinaisons du phosphore dans les sols et relation avec le milieu aquatique .....	18
Tableau 4	Limites de charges spécifiques pour le phosphore total (tiré de Vollenweider, 1968).....	36
Tableau 5	Exemple de fiche de données générales des lacs....	38
Tableau 6	Signification de l'indice de développement de la forme d'un lac (d'après Dussart, 1966).....	60
Tableau 7	Signification de l'indice de développement de la ligne de rivage (d'après Dussart, 1966 et Hut- chinson, 1957) .....	60
Tableau 8	Exemple de fiche des variables des lacs.....	62
Tableau 9	Exemple de fiche illustrant l'utilisation du ter- ritoire et servant dans le calcul des charges spé- cifiques de phosphore total.....	67
Tableau 10	Modes d'utilisation du territoire et coefficient d'exportation pour le phosphore total.....	68
Tableau 11	Apports mensuels en phosphore en provenance des pré- cipitations dans le bassin de la rivière Yamaska (tiré de MRN-INRS, 1976) .....	80

	PAGE	
Tableau 12	Apports spécifiques de phosphore selon diverses sources (tiré de MRN-INRS, 1975).....	86
Tableau 13	Comparaison des deux méthodes de calcul d'apports selon le modèle III de Dillon.....	101
Tableau 14	Comparaison des charges spécifiques ( $L_p$ ) de phosphore total, calculées selon la méthode traditionnelle et la méthode de l'INRS-Eau.....	103
Tableau 15 a	Comparaison des valeurs observées de variables trophiques significatives avec les valeurs prédites d'après le modèle III de Dillon, selon la méthode traditionnelle de calcul d'apports.....	111
Tableau 15 b	Comparaison des valeurs observées de variables trophiques significatives avec les valeurs prédites d'après le modèle III de Dillon selon la méthode de calcul d'apports de l'INRS-Eau.....	112
Tableau 16	Evaluation de l'état trophique d'un lac selon certains paramètres trophiques significatifs (tiré de Dillon et Rigler, 1975; Sawyer, 1947; Vollenweider, 1968; voir le texte).....	120

## LISTE DES CARTES

		PAGE
Carte 1	Bassin versant de la rivière Saint-François. Localisation des lacs et de leurs bassins versants....	52
Carte 2	Bassin versant de la rivière Saint-François. Localisation des lacs et de leurs bassins versants....	53
Carte 3	Bassin versant de la rivière Saint-François. Stations d'échantillonnage 03022A et 03021S avec le modèle hydrophysiographique de l'INRS-Eau.....	54
Carte 4	Bassin versant de la rivière Yamaska. Localisation des lacs et de leurs bassins versants avec le modèle hydrophysiographique de l'INRS-Eau.....	55

LISTE DES ANNEXES

		PAGE
Annexe 1	Description de chacun des lacs - données générales .....	1-1
Annexe 2	Description de chacun des lacs - variables des lacs .....	1-16
Annexe 3	Description de chacun des lacs - utilisation du territoire et calcul des charges spécifiques de phosphore total selon la méthode traditionnel- le de calcul d'apports .....	1-31
Annexe 4	Production de phosphore par carreau et calcul des charges spécifiques de phosphore total se- lon la méthode de calcul d'apports de l'INRS-Eau	1-47

TERMINOLOGIE

Symbole	Définition	Unités
$A_o$	Superficie du lac	km <sup>2</sup>
$A_o(a)$	Superficie du lac situé en amont	km <sup>2</sup>
$A_d$	Superficie du bassin versant (sans le lac)	km <sup>2</sup>
$\bar{z}$	Profondeur moyenne du lac	m
V	Volume du lac	m <sup>3</sup>
$D_d$	Densité de drainage du bassin versant	km <sup>-1</sup>
$f_u$	Facteur d'environnement ( $A_d/A_o$ )	—
$t_w$	Temps de renouvellement de la masse d'eau	an
$\rho$	Taux de renouvellement de la masse d'eau ( $1/t_w$ )	an <sup>-1</sup>
$q_s$	Vitesse d'apport de l'eau par unité de surface ( $\bar{z}/t_w$ )	m.an <sup>-1</sup>
$\sigma$	Vitesse de sédimentation	an <sup>-1</sup>
$t_R$	Temps de réponse de la masse d'eau	an
$t_{1/2}$	Demi-vie du changement de la concen- tation d'une substance	an
R	Coefficient de rétention du lac	—
$R_a$	Coefficient de rétention du lac situé en amont	—
$R_s$	Coefficient de rétention d'une fosse septique	—
C	Population du bassin versant	—

A	Population permanente du bassin raccordée sur un réseau d'égout	—
B	Population permanente du bassin non raccordée sur un réseau d'égout	—
$J_c$	Apports en provenance de la population	$\text{kg an}^{-1}$
$J_s$	Apports en provenance du sol	$\text{kg an}^{-1}$
$N_c$	Nombre de chalets dans le bassin versant	—
$E_s$	Coefficient d'exportation par le sol	$\text{g/m}^2\text{-an}$
$\bar{E}_s$	Coefficient d'exportation moyen par le sol	$\text{g/m}^2\text{-an}$
$L_s$	Charge spécifique de phosphore en provenance du sol	$\text{g/m}^2\text{-an}$
$L_c$	Charge spécifique de phosphore en provenance de la population	$\text{g/m}^2\text{-an}$
$L_a$	Charge spécifique de phosphore en provenance du lac situé en amont	$\text{g/m}^2\text{-an}$
$L_{pr}$	Charge spécifique de phosphore en provenance des précipitations	$\text{g/m}^2\text{-an}$
$L_p(a)$	Charge spécifique de phosphore total du lac situé en amont	$\text{g/m}^2\text{-an}$
$L_p$	Charge spécifique de phosphore total du lac considéré	$\text{g/m}^2\text{-an}$

NOTE: — valeur adimensionnelle

## RESUME

Le rôle du phosphore dans le milieu lacustre est examiné sous l'angle de l'eutrophisation. Pour dix lacs du bassin de la rivière Saint-François et quatre du bassin de la rivière Yamaska, les débits massiques de phosphore ont été calculés. On a donc tenté de relier les charges spécifiques de phosphore ( $L_p$ ) à la situation trophique des lacs en question. Deux méthodes de calcul d'apports ont été utilisées, soient, la méthode "traditionnelle" où pour chaque classe d'utilisation du territoire, on attribue un certain coefficient d'exportation et la méthode de l'INRS-Eau consistant en l'application d'un modèle d'apports. On a ensuite situé les lacs dans les modèles de Vollenweider et de Dillon ( $L_p$  vs  $\bar{Z}$ ;  $L_p$  vs  $\bar{Z}/t_w$ ;  $L_p(1-R)/\rho$  vs  $\bar{Z}$ ) tout en confrontant les prévisions fournies par les deux méthodes de calcul des apports avec les observations de l'état de ces lacs. Il ressort que le meilleur modèle de prévision de l'état trophique d'un lac est le modèle III de Dillon ( $L(1-R)/\rho$  vs  $\bar{Z}$ ) lequel relie l'état trophique d'un lac à sa concentration prédite de phosphore au brassage printanier. De plus, la méthode traditionnelle de calcul des apports employée dans ce travail fournirait des résultats très satisfaisants et suffisamment probants pour qu'elle soit adoptée dans des études similaires.

## Chapitre 1

## Chapitre 1

### 1. Introduction

L'eutrophisation se définit comme un processus évolutif, naturel ou artificiel, rendant un écosystème et particulièrement un lac, de mieux en mieux pourvu en éléments nutritifs et par conséquent, de plus en plus riche en organismes vivants et en matière organique. Parmi les substances nutritives responsables de cet état de choses, citons l'azote et surtout le phosphore comme facteurs les plus importants.

Les lacs sont en effet des pièges à substances nutritives dont ils sont en même temps les victimes. Normalement, un lac évolue au cours du temps, et sous l'influence constante des apports extérieurs (naturels et/ou artificiels), son métabolisme réagit de façon plus ou moins prononcée.

Dans cette étude, nous tentons de relier l'utilisation du territoire autour d'un lac et dans son bassin entier à l'état trophique de ce lac en tenant compte de la profondeur moyenne et du temps de renouvellement de sa masse d'eau. On doit dès maintenant considérer le bassin de drainage entier, et non pas seulement le plan d'eau concerné, comme l'écosystème global.

La première partie du projet comprend une revue sommaire de quelques notions limnologiques importantes. On traite d'abord brièvement de la production primaire en milieu lacustre en relation avec le concept de facteur limitant. Ensuite, on examine le comportement du phosphore en milieu aquatique ainsi que sa dynamique dans le système "lac-bassin".

Dans la deuxième partie, on introduit deux méthodes de calcul des apports en phosphore total pour les quatorze (14) lacs sélectionnés, et on détermine alors leurs charges spécifiques. Brièvement, ce sont d'abord la méthode "traditionnelle" où, pour chaque classe d'utilisation du territoire, on attribue un coefficient d'exportation déterminé, et ensuite la méthode de l'"INRS-Eau"\* où on a subdivisé l'ensemble du territoire à l'aide d'une grille de 10X10 km à l'intérieur de laquelle, on a redéfini, selon le sens des écoulements, des carreaux partiels ou entiers dont on espère connaître les productions totales de phosphore.

On traite aussi de la qualité actuelle des lacs étudiés du point de vue de leur état trophique. On essaie alors de caractériser ces lacs en fonction de paramètres biologiques et biodynamiques (ce qui sera défini sous le vocable "variables du lac") comme par exemple, la concentration de phosphore à l'isothermie vernale, la concentration de chlorophylle a au cours de l'été, etc.

Enfin, dans la troisième partie, on situe les lacs dans les modèles de Vollenweider et de Dillon, et on compare les 2 méthodes de calcul d'apports tout en confrontant les prévisions fournies par celles-ci avec les observations de l'état des lacs. On peut alors déterminer quelle utilisation du territoire contribue le plus à la charge globale en phosphore de chacun des lacs en question et il est ainsi possible d'apporter des recommandations que l'on juge utiles à l'amélioration de l'état d'un lac donné, c'est-à-dire, à sa restauration.

---

\* Institut national de la recherche scientifique - centre de recherche sur l'eau.

## Chapitre 2

## Chapitre 2

### 2. Problématique

Pour une représentation globale des faits relatifs à l'eutrophisation, reportons-nous à la communication présentée au Symposium d'Uppsala en 1968 par deux groupes d'étude présidés par J.W. MacNeill (Canada) et R.A. Vollenweider (OCDE\*). On y distingue les principaux points suivants concernant l'eutrophisation.

- . L'eutrophisation joue un rôle de plus en plus important parmi les problèmes que soulève la gestion des lacs, et ce phénomène naturel subit une accélération due aux apports croissants de substances nutritives provenant de différentes sources (sources ponctuelles et diffuses).
- . Il est nécessaire d'identifier et d'évaluer les différentes sources de substances nutritives en les classant d'après leur origine: agricoles, atmosphériques, industrielles et naturelles (en provenance du sol, des forêts par exemple), pour ne citer que celles-là.
- . Il est possible de ralentir le processus d'eutrophisation et de retarder ses effets en réduisant la teneur de l'eau en substances nutritives et particulièrement les teneurs en azote et en phosphore.

Selon les conclusions de ce symposium, on en arrive à formuler les recommandations suivantes:

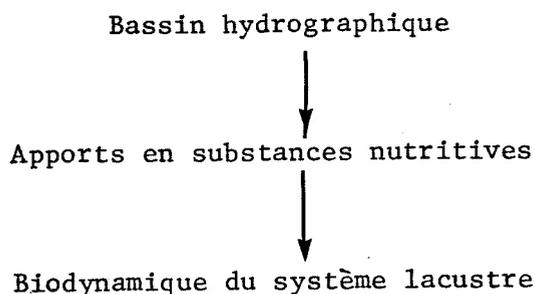
---

\* Organisation de Coopération et de Développement Economiques

. Il faut acquérir une meilleure connaissance des lois et des conditions générales de l'eutrophisation afin de pouvoir déterminer ou prévoir la qualité de l'eau suivant les divers utilisateurs et les différentes parties du lac, compte tenu de la situation locale et des circonstances particulières au lac considéré.

. Il faut acquérir les connaissances nécessaires pour pouvoir prévoir l'état d'un lac à partir des conditions qui ont été observées dans un autre lac ou dans plusieurs lacs.

L'objectif global de ce travail est de confronter la qualité ou l'état de santé général des lacs tel que défini par l'équation de la cote trophique, avec l'état prédit à l'aide des modèles de Vollenweider et de Dillon; l'application et l'appréciation des outils de prédiction que représentent ces modèles, présupposent la connaissance de l'utilisation du territoire dans chacun des bassins versants. Schématiquement, on a ceci:



Avant de chercher à comprendre comment peut réagir un lac à des apports en nutriments, il faut donc pouvoir caractériser son bassin versant. Cela constitue une partie de l'étape connaissance, l'autre partie consistant à caractériser le lac par ses conditions physico-chimiques, par sa morphométrie, par sa biologie, etc.

## 2.1 Notions limnologiques importantes

### 2.1.1 Production primaire et facteurs limitants

La production primaire est la production biologique relative au premier niveau trophique représenté par les producteurs végétaux. L'activité de ceux-ci se traduit donc par une production de matière organique. L'énergie fournie par le soleil et la matière représentée par les sels minéraux en particulier, représentent les deux facteurs essentiels de vie et de croissance. Tout en prenant en compte que l'énergie lumineuse, la température, ou bien tout autre facteur autre qu'un élément chimique, puisse être limitant à une période donnée de l'année, le présent travail est basé sur une hypothèse fondamentale à savoir qu'un élément chimique particulier: le phosphore, est le facteur limitant principal.

Rappelons qu'un élément nutritif, un oligo-élément ou un métabolite est appelé facteur limitant quand sa disponibilité dans le milieu est la cause directe de la limitation de la production. La loi du minimum énoncée par Liebig dès 1841 s'exprime ainsi:

"Tout organisme, pour vivre normalement, a besoin d'un certain nombre de substances dites nutritives et chacune d'elles doit être présente en une certaine quantité. Si l'une de ces substances vient à manquer, l'organisme meurt. Si elle est présente en quantité insuffisante, la croissance (le métabolisme) de l'organisme en souffrira, ceci, quelle que soit la quantité des autres substances utiles à disposition" (Dussart, 1966)

Si certains composés, par exemple les ions  $\text{Ca}^{++}$  et  $\text{HCO}_3^-$ , sont gé-

néralement très abondants, d'autres par contre, tels les ions phosphatés, restent très rares pour la consommation végétale. Ceux-ci sont donc très recherchés.

Thomas (1953) a recherché à établir lequel des deux éléments N ou P, est d'une manière générale limitant dans les eaux de quelques lacs suisses. Selon cet auteur, rien ne permettrait de supposer qu'en dehors de l'azote et du phosphore, une autre substance puisse être prise en considération. Il ajoute encore que là où, en été, les concentrations en nitrates sont très faibles, l'on peut obtenir sans doute un succès partiel dans la lutte contre l'eutrophisation par une diminution de l'apport en azote, mais qu'il n'en reste pas moins que le meilleur remède est, en l'occurrence, de refouler au maximum l'introduction des composés de phosphore. De même, Schindler *et al.* (1971) affirment que le phosphore est le facteur le plus important dans l'eutrophisation des lacs du Bouclier Canadien. On peut donc retenir de tout cela que, outre les facteurs physiques, la productivité est déterminée principalement par la disponibilité du phosphore et de l'azote, et que dans l'ordre des facteurs limitants, le phosphore précède normalement l'azote. Quant à l'importance d'autres matières nutritives, il n'existerait aucune expérience concluante démontrant qu'elles ont un rôle déterminant dans le processus de l'eutrophisation.

## 2.2 Le phosphore

### 2.2.1 Notions générales

Le phosphore se définit d'abord comme un métalloïde. Il est essentiel à la vie aquatique, et en général le moins abondant parmi les substances nutritives (Dussart, 1966). On le rencontre sous la forme de phosphate, c'est-à-dire sous sa forme pentavalente.

La disponibilité du phosphore envers les cellules végétales dépend de sa solubilité dans l'eau. En raison de la vitesse de recyclage du phosphore (Rigler, 1973), une carence de phosphore soluble dissous dans l'eau n'a pas de signification, sauf si cet élément se trouve sous une forme momentanément bloquée dans le fond. Ce qu'il importe de connaître et de mesurer, ce sont donc d'abord les concentrations de phosphore total dans l'eau, soient les formes organiques et minérales, en suspension et en solution; ensuite, ce sont les vitesses de recyclage du phosphore, c'est-à-dire les vitesses d'échange entre ses compartiments, y compris les sédiments du fond. A ce sujet, Olsen (1964), utilisant du phosphore marqué  $^{32}\text{P}$ , a montré que les sédiments jouent un rôle d'échangeur de phosphore et peuvent servir de réservoir de phosphates assimilables (Dussart, 1966). Dans de telles conditions, seule l'estimation du phosphore total présent peut avoir quelques signification. La section 2.2.3 traite l'aspect des sédiments.

### 2.2.2 Spéciation, disponibilité biologique

Avant de poursuivre, il serait bon de définir quelques termes importants qui sont utilisés dans ce travail.

Phosphore total: toutes les formes de phosphore, dissous et en suspension

Orthophosphates: formes monomères inorganiques du phosphore et comprenant:  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{HPO}_4^{--}$ ,  $\text{PO}_4^{---}$ .

Quelle que soit la différenciation faite par différents auteurs, des formes de phosphore présent en milieu aquatique (Einsele, 1941; Juday *et al*, 1928; Kreps & Osadchih, 1933; Ohle, 1938; Riley, 1965; Strickland & Parsons, 1960, 1965), on peut grouper les fractions de phosphore en deux grandes catégories resubdivisées: le phosphore total dissous et le phospho-

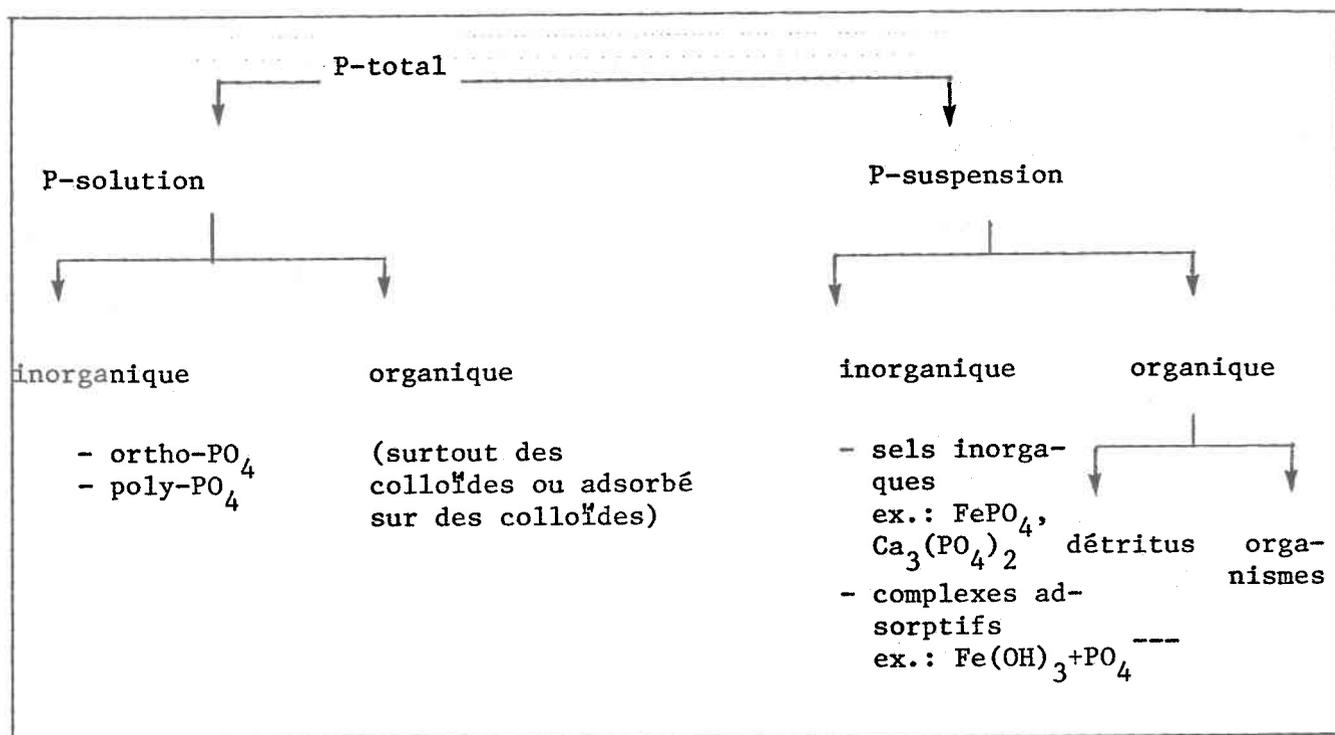
re total en suspension. Le Tableau 1 emprunté à Ohle (1938) décrit très bien la situation.

Comme combinaisons cellulaires organiques, mentionnons que le groupe "PO<sub>4</sub>" s'insère comme élément structural dans les acides nucléiques. Cependant, les acides ribonucléique (ARN) et désoxyribonucléique (ADN) étant relativement stables, ils ne participent probablement guère au recyclage rapide épilimnique (Vollenweider, 1968). Le groupe PO<sub>4</sub> est aussi associé à des composés de poids moléculaire faible, tels que les nucléotides qui sont importants dans le métabolisme énergétique et constitutif des cellules.

Pour la croissance des plantes, la "spéciation" du phosphore, c'est-à-dire, sa distribution parmi ses différentes formes possibles, détermine sa disponibilité. Les plantes terrestres absorbent le phosphore principalement en tant qu'ions orthophosphates primaires et secondaires (H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup>, HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) qui sont présents en solution dans le sol. Un peu de phosphate organique soluble peut aussi être assimilé. La concentration de ces ions et le maintien de celle-ci sont d'importance capitale pour la croissance des plantes. Ceci dépend entre autres choses, des taux relatifs de formation et de décomposition de la matière organique et de la facilité de la fraction inorganique des sols à réagir avec ou à fixer les orthophosphates solubles, les rendant insolubles ou presque.

Dans le milieu aquatique, l'orthophosphate constitue la forme de phosphore la plus importante pour l'alimentation des plantes. Cependant, après la mort d'une cellule, tout son contenu en phosphore n'est pas libéré dans l'eau sous cette forme; une partie l'est sous forme organique, soit dissoute (ex.: phosphoprotéines, phospholipides, phosphates de sucre, etc), soit probablement dans une plus large mesure, incorporée dans des bactéries (Krause, 1964).

**TABLEAU 1:** Différenciation des formes de phosphore dans l'eau  
(adapté de Ohle, 1938).



Il est important de savoir quelle fraction de phosphore, défini comme phosphore organique, est accessible à l'attaque enzymatique et ainsi disponible pour réutilisation biologique par les plantes, et ce, en plus du P-inorganique dissous évidemment. Mentionnons à ce sujet, que des auteurs (Overbeck & Babenzien, 1964; Strickland & Solorzano, 1966) ont découvert des phosphatases libres dans l'eau et ils suggèrent fortement la possibilité de l'existence d'estérases. Provasoli (1958) et Abott (1957) entre autres, affirment que le phytoplancton peut aussi utiliser des esters phosphoreux (ex.: le glycérophosphate) comme source de phosphore.

Ceci se résume donc à savoir avec quelle vitesse les compartiments relatifs de phosphore (phosphore particulaire, phosphore organique dissous et phosphore inorganique dissous, selon la terminologie de Rigler (1964)), sont remplis à partir du réservoir de phosphore particulaire (principalement celui des bactéries) (Vollenweider, 1968). Cela renforce encore le fait que seule la mesure du phosphore total n'a de valeur significative puisqu'elle intègre cette compartimentation du phosphore et qu'elle prend en compte indirectement les taux rapides de conversion de ses différentes formes.

Il est normal de supposer que les besoins en phosphore varient à l'intérieur des espèces considérées et que celles-ci en requièrent un minimum vital. Ceci est très important pour bien comprendre le problème de l'eutrophisation. Par exemple, une espèce caractéristique des eaux oligotrophes, Asterionella formosa, une diatomée, a un besoin très faible de phosphore; c'est-à-dire qu'avec des concentrations très basses de phosphore, elle peut atteindre des densités maximales (cf.: Figure 1). On peut même assister à des formations de fleurs d'eau\* dues à ces algues peu exigeantes. Il devien-

---

\* Fleur d'eau ≡ "bloom" d'algues.

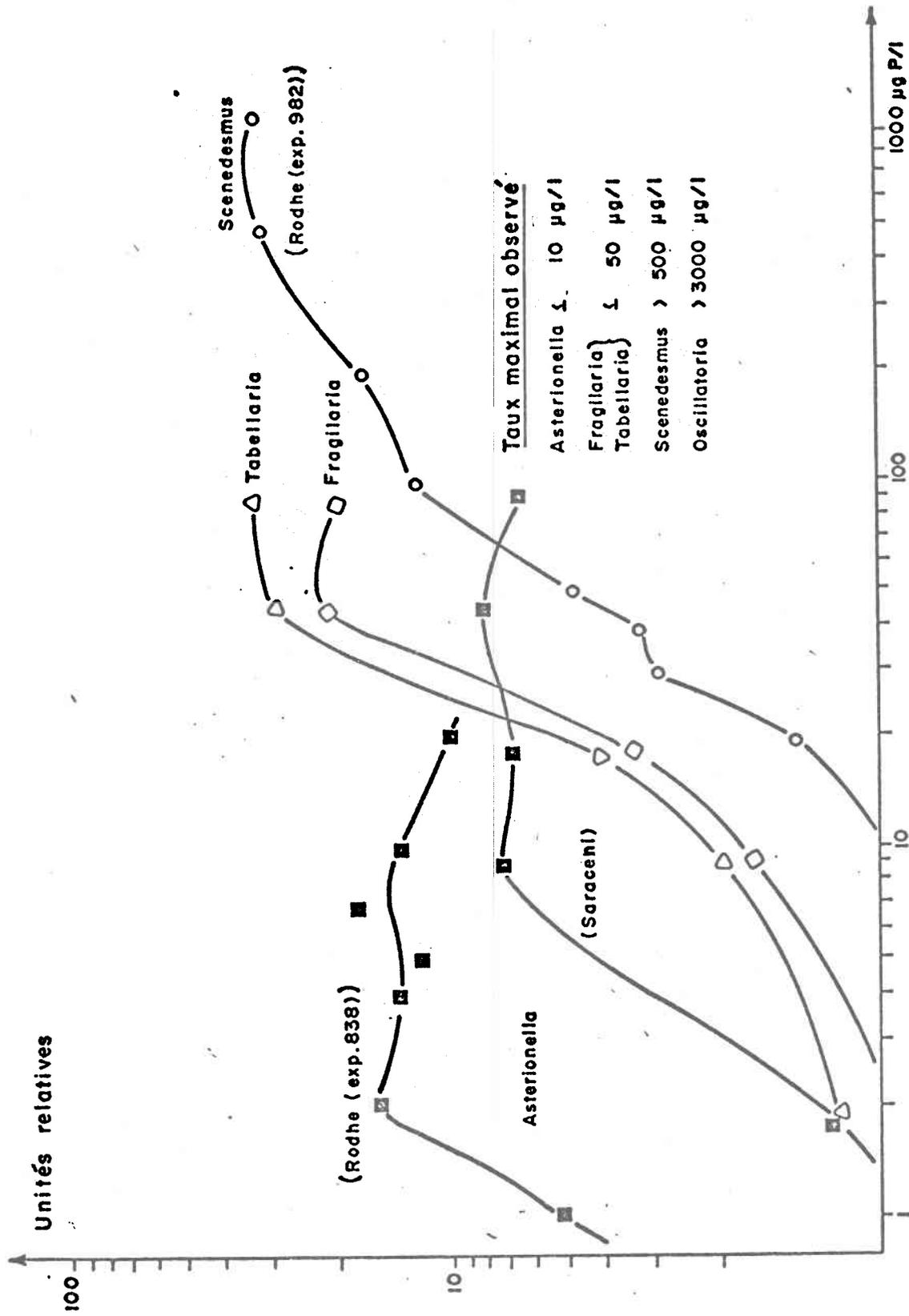


FIGURE 1 - Dépendance du rendement en fonction des concentrations initiales de phosphore du milieu de culture pour quelques espèces d'algues planctoniques. (tiré de Vollenweider, 1968)

drait alors dangereux de relier les formations de fleurs d'eau à l'état trophique d'une eau donnée, sans tenir compte de la biologie des espèces en cause. La distinction s'impose donc au départ entre le phénomène des fleurs d'eau qui en est un quasi-sporadique, et celui de l'eutrophisation qui est un processus d'enrichissement des lacs, même s'il y a une interdépendance complexe entre les deux.

Ainsi un flux constant de phosphore est nécessaire pour alimenter la croissance des algues et maintenir la fleur d'eau. Par contre, l'eutrophisation ne répondra pas tout de suite à un changement d'apports; elle n'est pas caractérisée par un flux constant d'élément, mais plutôt par un enrichissement graduel. On peut ainsi comprendre pourquoi on trouve dans des eaux oligotrophes, plutôt des diatomées du type Asterionella et aussi certaines chrysophycées, puisque, lorsque les concentrations de phosphates sont basses, les chlorophycées du type Scenedesmus et les cyanophycées du type Oscillatoria, Microcystis, ne sont pas compétitives.

Sachant comment se retrouve le phosphore en milieu aquatique, et connaissant aussi quelles sont les exigences des producteurs végétaux envers ce même composé chimique, abordons maintenant la géochimie du phosphore et son comportement dans le sol et dans l'eau.

### 2.2.3 Géochimie du phosphore

Dans la lithosphère (dans sa partie supérieure), le phosphore est abondant. Il occupe la onzième place comme élément dans les roches ignées à la surface terrestre (Fairbridge, 1972). Le Tableau 2 nous renseigne sur l'abondance du phosphore sur la terre.

Naturellement, cet élément se présente principalement sous forme

TABLEAU 2: Abondance du phosphore sur la Terre.  
(adapté de Van Wazer, 1961).

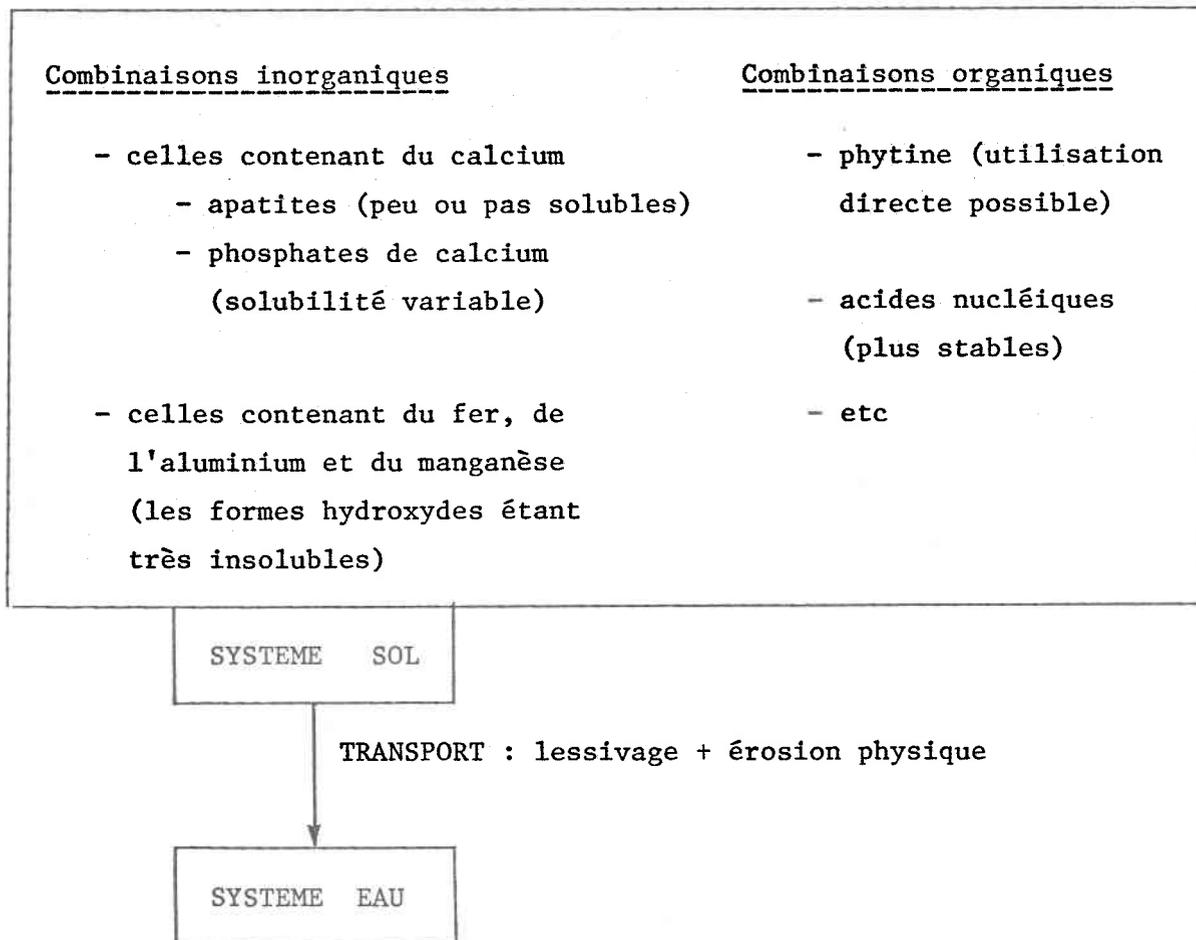
Source	Teneur en phosphore (% P)
Roches ignées	0.10 ± 0.03
Roches sédimentaires	
- grès	0.04
- argile	0.14
- schiste argileux	0.08
- calcaire	0.02

de phosphates ( $\text{PO}_4^{---}$ ) à la surface terrestre. Sauf en tant que particules de poussière et débris microbiens, il n'y en a pas dans l'atmosphère. Dans le sol, le pourcentage de phosphore varie de 0.022 à 0.83 (Fairbridge, 1972). Ainsi, un sol ayant une teneur en P de 0.064% et une superficie de 1000 m<sup>2</sup>, contiendrait dans une épaisseur de 30.5 cm (1 pied), environ 448,435 kg (988,630 lbs) X 0.064% de P, soit l'équivalent de 287 kg (633 lbs). De ceci, une petite fraction seulement est disponible à court terme (soluble) pour les plantes (Fairbridge 1972).

Selon Donahue (1961), la teneur en phosphore des sols superficiels oscille entre 0 et 0.3%. Les valeurs les plus basses se trouveraient dans les sols sablo-argileux, puis dans les sols glaiseux-argileux (silt), et enfin dans les sols de glaise fine et d'argile (clay) (Vollenweider, 1968). D'après Buckman & Brady (1961), la fraction organique des sols peut représenter jusqu'à 70% du phosphore total; par contre, Tisdale & Nelson (1975) affirment que le contenu de phosphore inorganique dans les sols est presque toujours plus haut que le P-organique. Le Tableau 3 évoque les combinaisons du phosphore que l'on retrouve dans les sols superficiels.

Les roches ignées contiennent du phosphore principalement en tant qu'apatites (donc solubilité et alors disponibilité faibles). Les coefficients d'exportation adoptés plus loin ont donc pris en compte ces caractéristiques (voir le chapitre 3.2.1.2: choix des coefficients d'exportation). L'érosion physique représenterait le facteur le plus important à considérer dans le cheminement des apports. De fait, le phosphore n'est pas particulièrement mobile dans le sol et les ions phosphates ne sont pas lessivés facilement. Selon Uttormark *et al.* (1974), la quantité de phosphates en solution dans l'eau du sol en tout temps, est faible. L'érosion du sol et les

**TABLEAU 3:** Combinaisons du phosphore dans les sols et relation avec le milieu aquatique.



pratiques agricoles (qui accélèrent l'érosion) sont les gros facteurs d'exportation du phosphore des sols. Le chimisme du sol (acidité par exemple) peut affecter le développement des plantes en influençant la disponibilité de certains éléments requis pour la croissance. Ainsi la disponibilité des phosphates est réduite en sols acides avec des hautes teneurs en fer, aluminium (Tisdale & Nelson, 1975).

Le but poursuivi dans ce présent travail n'exige pas d'approfondir la géochimie du phosphore. Dégageons cependant les points essentiels à retenir de tout cela, et qui nous intéressent ici:

1. Dans le sol, le phosphore se rencontre sous deux formes: organique et inorganique. La concentration des formes inorganiques ( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{HPO}_4^{--}$ ) dissoutes ou facilement échangeables, constitue le facteur clef quant à la disponibilité du phosphore envers les plantes.
2. Plusieurs facteurs régissent la concentration de ces ions phosphates:
  - . immobilisation par des éléments biologiques du sol (végétation et microfaune)
  - . réaction avec la fraction minérale.

Le transport de nutriments\* constitue la résultante d'au moins ces deux facteurs. Rappelons que le ruissellement de surface représente la variable la plus importante quant au transport du phosphore

---

\* Les fertilisants produisent un effet antagoniste sur les transferts de matières (nutriments). D'abord, le fait d'appliquer des fertilisants accroît les apports potentiels de phosphates. Ensuite, l'augmentation de la végétation produite, modère l'érosion et par suite accroît la rétention des nutriments.

du moins, et qu'il traduit bien la structure spatiale du bassin (la pente, la couverture végétale, les affectations diverses du territoire etc.).

#### 2.2.4 Le phosphore: son comportement, ses cycles

Dans la biosphère, le phosphore se présente comme un élément oxydé. Pour les systèmes vivants, il constitue souvent l'élément le moins disponible, mais combien nécessaire, parmi le petit groupe d'éléments aussi essentiels que l'azote, l'oxygène, l'hydrogène, le carbone et le soufre. On le retrouve dans les roches, le sol, les lacs, les rivières et la mer, ainsi que dans l'ensemble des organismes vivants. La Figure 2, tirée de Van Wazer (1961), illustre bien les compartiments qui existent pour le phosphore ainsi que les transferts entre ces compartiments. La Figure 3, tirée de Fairbridge (1972), montre le cycle global du phosphore sur la Terre et les interactions entre les systèmes biotique et abiotique.

On ne saurait passer sous silence le sujet du comportement du phosphore en eaux courantes qui caractérisent chacun des bassins étudiés. Le phosphore parvient à une rivière à partir de plusieurs sources; la quantité dépend de l'utilisation du territoire sur le bassin versant. Selon Keup (1968), les rivières traversant des bassins forestiers contiennent le moins de phosphore alors que celles traversant des bassins urbanisés reçoivent les plus fortes charges de phosphore.

Les masses d'eau courante reçoivent du phosphore en provenance de sources diverses; ce phosphore subit des transformations dans le cours d'eau, à des vitesses variables conditionnées d'abord par le biota et les caractéristiques de l'écoulement. L'apport réel de phosphore à une masse d'eau

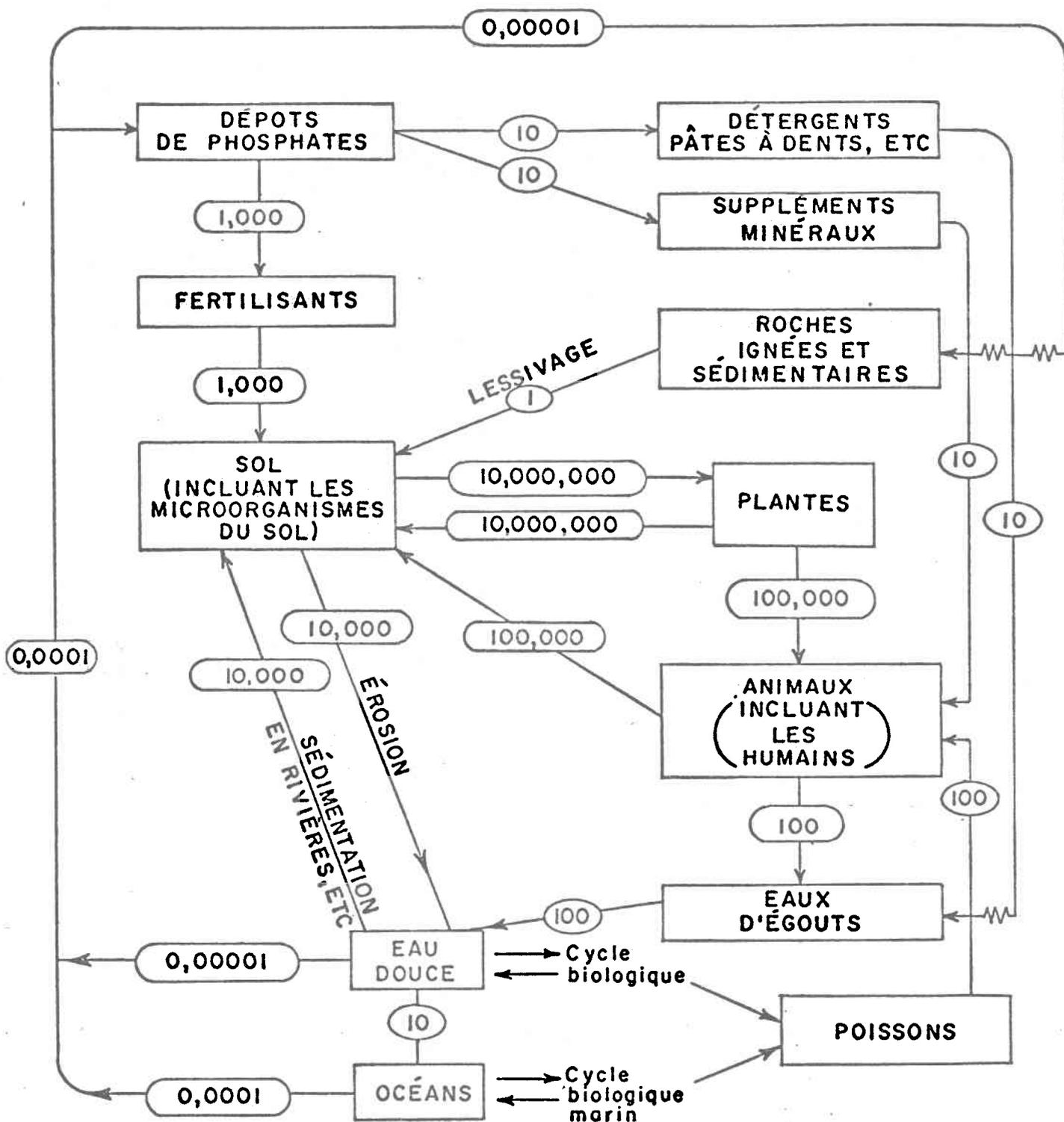


FIGURE 2 - Transferts entre les compartiments du phosphore.  
(tiré de Van Wazer, 1961)

Note - Les vitesses de transfert sont données en millions de livres d'équivalent de phosphore par année.

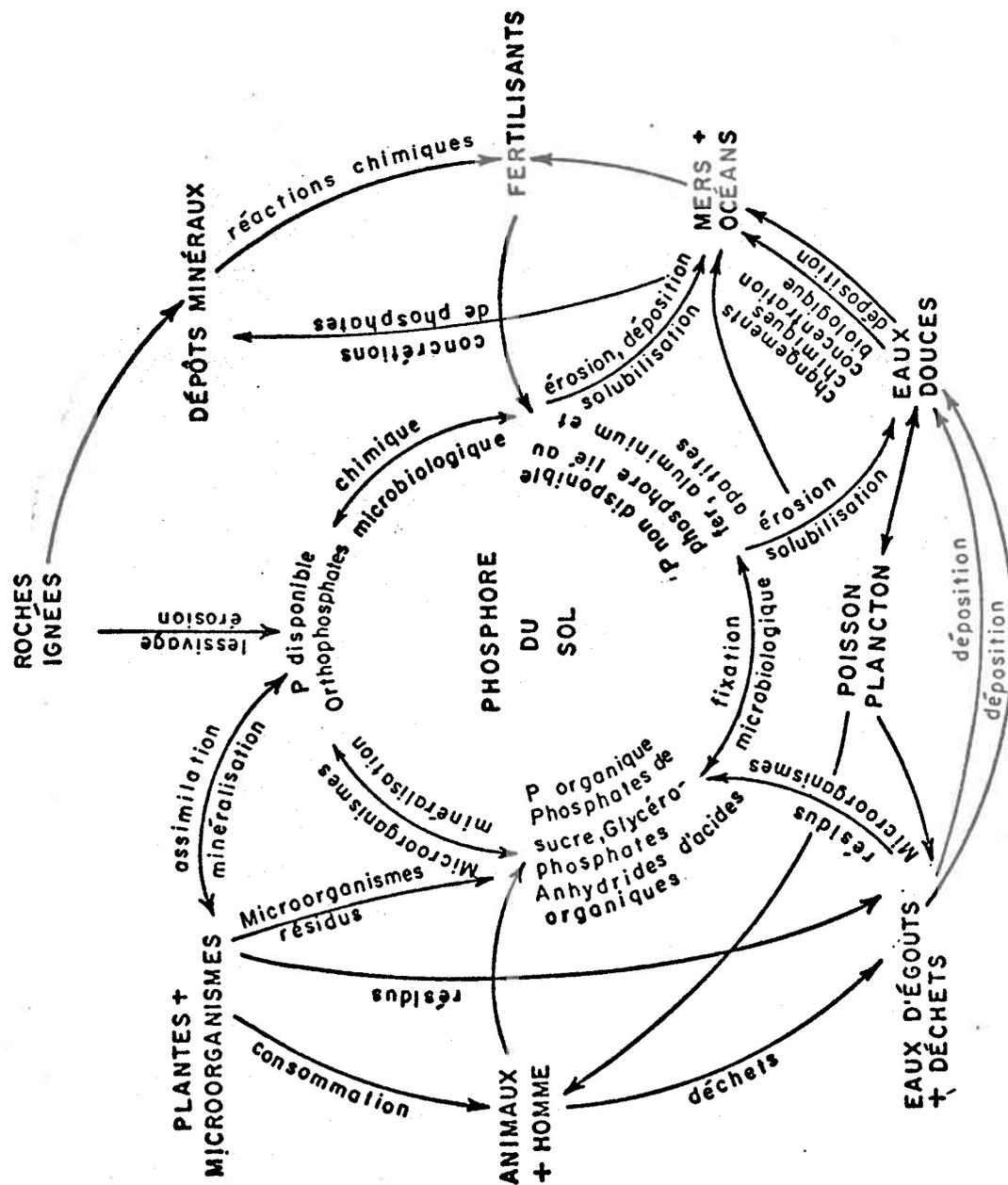


FIGURE 3 - Cycle global du phosphore sur la Terre. (tiré de Fairbridge, 1972)

"stagnante" exprime donc la résultante de ces deux conditions données.

L'assimilation du phosphore en rivières est principalement de type biologique; la disposition ultime de cet élément assimilé est reliée à la nature physique de la rivière. Le biota peut "emmagasiner" le phosphore mais, à moins d'une augmentation de la biomasse, cette capacité d'emmagasinement demeure relativement constante. Une partie du phosphore peut aussi se déposer dans les sédiments de la rivière; cependant, à moins d'un changement de la taille de la rivière, ce qui est rare, le stockage annuel du phosphore est moindre que l'afflux. Par contre, le stockage temporaire dans les sédiments de fond peut être significatif pendant les périodes de faible débit par exemple. A ce moment-là, la vitesse d'écoulement et la turbulence sont réduites de même que la capacité de la rivière à transporter des matières en suspension. En périodes de plus fort débit, le phosphore peut être remis en suspension et son transport vers l'aval est accéléré. Lorsque la rivière aboutit à un lac, une grande partie des sédiments contenant du phosphore peut se déposer dans celui-ci. Des quantités notables de phosphore peuvent donc se déposer temporairement, puis être remis en circulation en périodes de plus fort débit. Ainsi le flux de phosphore en rivière (qui nous intéresse ici), se caractérise-t-il par un débit massique inconstant. C'est l'idée à retenir dans le contexte de ce projet.

Jaworski *et al.* (1969), lors d'une étude de la distribution des nutriments dans le bassin de la rivière Patomac aux Etats-Unis, ont utilisé un modèle identique à celui de la demande biochimique en oxygène (DBO) pour décrire l'évolution longitudinale du phosphore dans une rivière. Ce modèle qui suppose une surface et un débit constants, se résume ainsi:

$$L = L_0 \exp [-(K_r/u)x]$$

où  $L_0$  est la charge originale de phosphore;  $L$ , la charge en un temps donné (ou distance donnée)  $x$ ;  $u$ , la vitesse de l'écoulement et  $K_r$ , le coefficient de perte (ou une constante de diminution) de la charge de phosphore. Une charge donnée de phosphore décroîtrait donc de façon exponentielle le long d'un tronçon de rivière, selon un coefficient de perte caractéristique à chaque rivière. A ce sujet, Jauwsi *et al.* (1969) mentionnent des coefficients de perte variant de 0.2 à 0.7 par jour. La diminution du phosphore total représenterait probablement la perte dans les sédiments de fond.

En fait, les vitesses de transport du phosphore varient d'une rivière à l'autre et aussi selon des sections de rivière de même qu'avec les changements saisonniers. De plus, le transport de matières via le "fond" d'une rivière (charge de fond), c'est-à-dire son lit, peut constituer un moyen de transport important des nutriments incorporés aux solides. Bref, on peut en conclure que le phosphore "assimilé" ne s'accumulera pas indéfiniment dans une rivière, mais plutôt qu'il sera transporté de façon variable à l'intérieur d'une rivière et que, sur une base de temps suffisamment longue, les charges de phosphore transportées peuvent être considérées comme étant conservatives.

#### 2.2.5 Le phosphore et les sédiments de fond

La charge interne, c'est-à-dire celle provenant du substrat lacustre, peut être parfois importante, et même si on n'a aucun moyen de la quantifier ici, il devient possible sur la base de cette mesure de poser des hypothèses. Citons à ce sujet Vollenweider (1968):

"Il est évident que la charge interne peut dépasser bien souvent la charge externe. Pour l'appréciation des conditions trophiques

d'un lac, la charge interne conditionnée par les sédiments ne peut être retenue que partiellement, étant donné que l'apport à la couche trophogène des substances libérées à partir des sédiments, dépend des coefficients moyens de diffusion turbulente (coefficient of eddy diffusion). Ainsi que Mortimer (1941/1942) l'a démontré empiriquement, ces derniers sont, avec d'autres, une fonction allométrique de la surface du lac et de sa profondeur. C'est pourquoi, il est probable que les petits lacs sont plus menacés par la charge interne que les lacs étendus, alors que la charge externe aura plus d'influence sur ces derniers".

Ainsi donc, en conditions anaérobies, la libération de substances par les sédiments de fond peut être quantitativement et qualitativement importante. Cette disponibilité en substances nutritives augmentera souvent par bonds (cf.: Figure 4) comme l'indique Thomas (1955).

On se doit de saisir toute l'importance de cette notion en relation particulièrement avec le problème de l'assainissement des lacs. En effet, même si on diminue les charges externes (diversion des eaux usées, diminution des apports agricoles, etc), un lac peut fort bien rester eutrophe ou presque inchangé. Les mesures à adopter, quant à l'assainissement envisagé des lacs, devront obligatoirement prendre en compte les contributions relatives des différentes sources d'apports. Même si on élimine les apports en provenance de la population par exemple, par une diversion des eaux d'égout, l'amélioration de l'état moyen du lac pourra être négligeable si le gros des apports provient de zones agricoles ou forestières. Et si la charge interne est faible comparativement à la charge externe, on est en droit de se demander si des mesures d'assainissement telles que l'aération artificielle ou

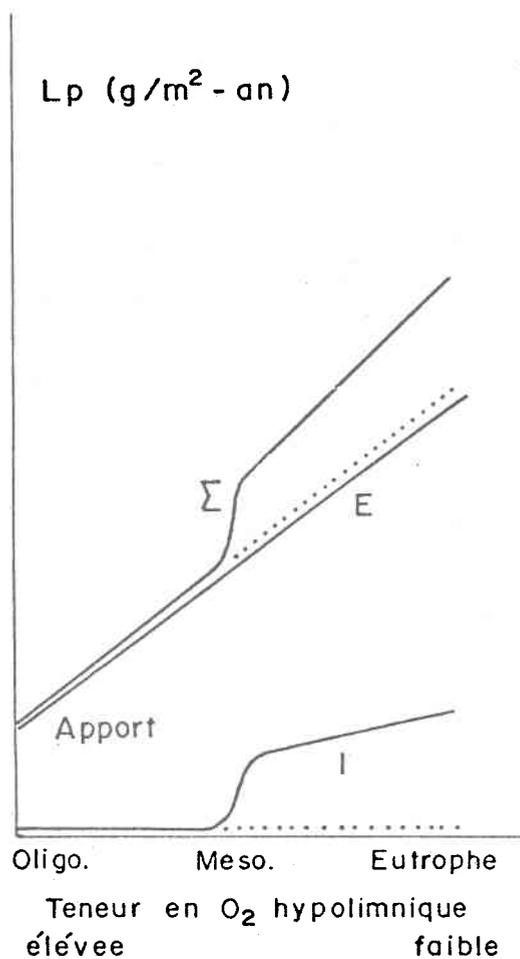


FIGURE 4 - Schéma de l'eutrophisation des lacs par bonds, avec la charge extérieure croissante (tiré de Vollenweider, 1968).

Symboles:  $I$  = Apports internes (provenant des sédiments)  
 $E$  = Apports externes  
 $\Sigma$  = Apports totaux

la dérivation de l'hypolimnion, sont justifiables.

Vollenweider (1969) mentionne des vitesses de passage de phosphore des sédiments à l'eau pouvant atteindre  $10 \text{ mg/m}^2\text{-jour}$  dans des conditions anaérobies. On prétend même qu'une diminution de la vitesse d'apport externe par unité de surface, aurait pour effet d'accroître le passage des éléments nutritifs des sédiments à l'eau, ce qui neutraliserait bien entendu l'avantage qu'il y aurait à diminuer la vitesse d'apport par unité de surface en déversant ailleurs les eaux d'égout ou en appliquant toute autre mesure curative (Dillon, 1974).

Uttormark *et al.* (1974) abondent dans le même sens. Néanmoins, ces auteurs mentionnent que la réduction des apports constitue une composante essentielle d'un aménagement valable. C'est dans ce sens que Kenton et Markello (1974) ont affirmé que chaque lac est un cas particulier à considérer.

### 2.3 Système lacustre - Caractérisation du degré de trophie

Nous avons défini l'eutrophisation comme un enrichissement en substances nutritives et, par suite, en organismes vivants et en matière organique. Ainsi donc l'état trophique d'une eau pourrait être apprécié sur la base de sa productivité; mais alors, il faudra tenir compte de l'aspect "dynamique" de celle-ci. L'ensemble des transformations chimiques et biologiques qui se produisent dans une eau traduit bien le concept de métabolisme lacustre dont on a parlé précédemment.

Il importe de souligner que l'évaluation de l'état trophique ne peut reposer sur quelques paramètres seuls mais qu'elle doit rendre compte des facteurs biologiques autant que de la "situation physico-chimique"

ainsi que d'une foule de facteurs "externes" au système lac lui-même (ex.: l'éclairement). Cependant, pour une classification trophique approximative, la détermination de certaines variables significatives (ex.: la concentration de chlorophylle a) peut très bien traduire le degré de trophie vrai. A ce propos, les cotes trophiques citées plus loin prennent en compte les variables jugées importantes (cf.: section 3.1.4).

Selon Vollenweider (1968), la biomasse totale du phytoplancton ne peut pas servir à la caractérisation de la trophie, et par conséquent non plus de terme de comparaison, puisqu'il n'est pas tenu compte d'un élément essentiel, c'est-à-dire, de la taille de la couche trophogène des eaux en question (voir à ce sujet la section 2.5: hypothèse de base 2). Une classification des eaux basée sur des chiffres fixes ne serait pas justifiable. Il faut prendre en compte certaines caractéristiques des lacs (la profondeur moyenne et le temps de renouvellement de la masse d'eau, par exemple) qui permettent une meilleure compréhension des phénomènes étudiés.

La détermination de la chlorophylle\* (chlorophylle active) fournit des indications valables sur la biomasse (organismes photosynthétiques). Sakamoto (1966) indique pour des lacs de différents états de trophie, les variations en chlorophylle a suivantes (pour des lacs japonais):

- lacs oligotrophes: 0.3 - 2.5 mg/m<sup>3</sup> ou 10-50 mg/m<sup>2</sup>
- lacs mésotrophes : 1.0 - 15 mg/m<sup>3</sup> ou 10-90 mg/m<sup>2</sup>
- lacs eutrophes : 5 - 140 mg/m<sup>3</sup> ou 20-140 mg/m<sup>2</sup>

---

\* En raison de l'incertitude dans les mesures de la chlorophylle c, on choisit généralement la chlorophylle a comme mesure de la biomasse algale.

A noter que ces valeurs concernent la zone trophogène et qu'elles n'intègrent donc pas toute la colonne d'eau. A ce propos, les données utilisées dans cette étude sont analogues à celles de Sakamoto.

Si on admet que le phosphore est le facteur limitant à considérer ici, il devient intéressant d'introduire des modèles de prévision du degré de trophie des lacs étudiés et de comparer ces niveaux prédits avec ceux mesurés "in situ". Considérons les travaux de Dillon et Rigler (1974; 1975). Comme nous le verrons plus loin, les valeurs calculées des charges spécifiques vont servir entre autres à prédire les concentrations printanières totales de phosphore. L'équation 2.1 utilisée pour prédire la concentration de phosphore à l'équilibre ([P]) s'écrit ainsi:

$$[P] = L_p \frac{(1-R)}{\bar{z}_p} \quad (2.1)$$

où les symboles sont ceux définis dans la terminologie. La valeur ainsi prédite peut servir à prédire la concentration moyenne de chlorophylle a du lac en été (cf.: équation 2.2) et celle-ci, à son tour, peut être utilisée pour estimer la transparence au disque de Secchi. Cette relation ne serait valable cependant que si le rapport N:P est plus grand que 12 (voir la section 2.5: à ce sujet l'hypothèse de base no 3, à savoir que le phosphore est le facteur limitant). On a la relation suivante:

$$\log_{10} [\text{Chl } a] = 1.45 \log_{10} [P] - 1.14 \quad (2.2)$$

Il est donc possible, sur la base des limites que l'on veut s'imposer quant à la concentration estivale moyenne de la chlorophylle a ou à la transparence au disque de Secchi (ce sont des paramètres reflétant l'état trophique des lacs), de calculer la concentration totale de phosphore que l'on peut

permettre lors de l'isothermie vernale.

Ainsi, pour une qualité fixée d'un plan d'eau, on peut établir des limites à la concentration moyenne de chlorophylle a en été. Dillon et Rigler (1975) suggèrent des niveaux variant de  $2 \text{ mg/m}^3$  (lac oligotrophe, peu productif) à  $25 \text{ mg/m}^3$  (lac productif tendant à s'eutrophiser). La Figure 5, empruntée à Dillon (1974), fait voir la relation existant entre la concentration moyenne estivale de chlorophylle a et la concentration de phosphore total au brassage vernal, telle que définie par l'équation 2.2. La Figure 6, empruntée à Michalski *et al.* (1973), montre le type de relation existant entre la profondeur du disque de Secchi et la concentration de chlorophylle a pour des lacs du sud de l'Ontario.

Vollenweider (1968) postule la séquence suivante:

Charge spécifique  $\rightarrow$  Concentration  $\rightarrow$  Production (2.3)

De fait, il semble que les lacs recevant les plus fortes charges de phosphore aient les plus hautes concentrations moyennes de phosphore. Cependant, comme le mentionnent Kenton & Markello (1974), et comme on devrait s'y attendre, le genre de mélange et le type d'afflux jouent un rôle important dans le contrôle de l'état trophique des lacs. En d'autres termes, ce n'est pas la charge d'un élément nutritif qui détermine la productivité primaire, mais plutôt la concentration résultante, laquelle est fonction de ce qu'on pourrait définir comme étant le facteur de mélange des eaux.

Selon Dillon et Rigler (1974), le modèle de prévision décrit selon l'équation 2.1 s'applique surtout dans le cas de lacs oligotrophes et mésotrophes où le phosphore est le plus souvent le facteur limitant et où les changements quantitatifs de charge donnent lieu à des changements significa-

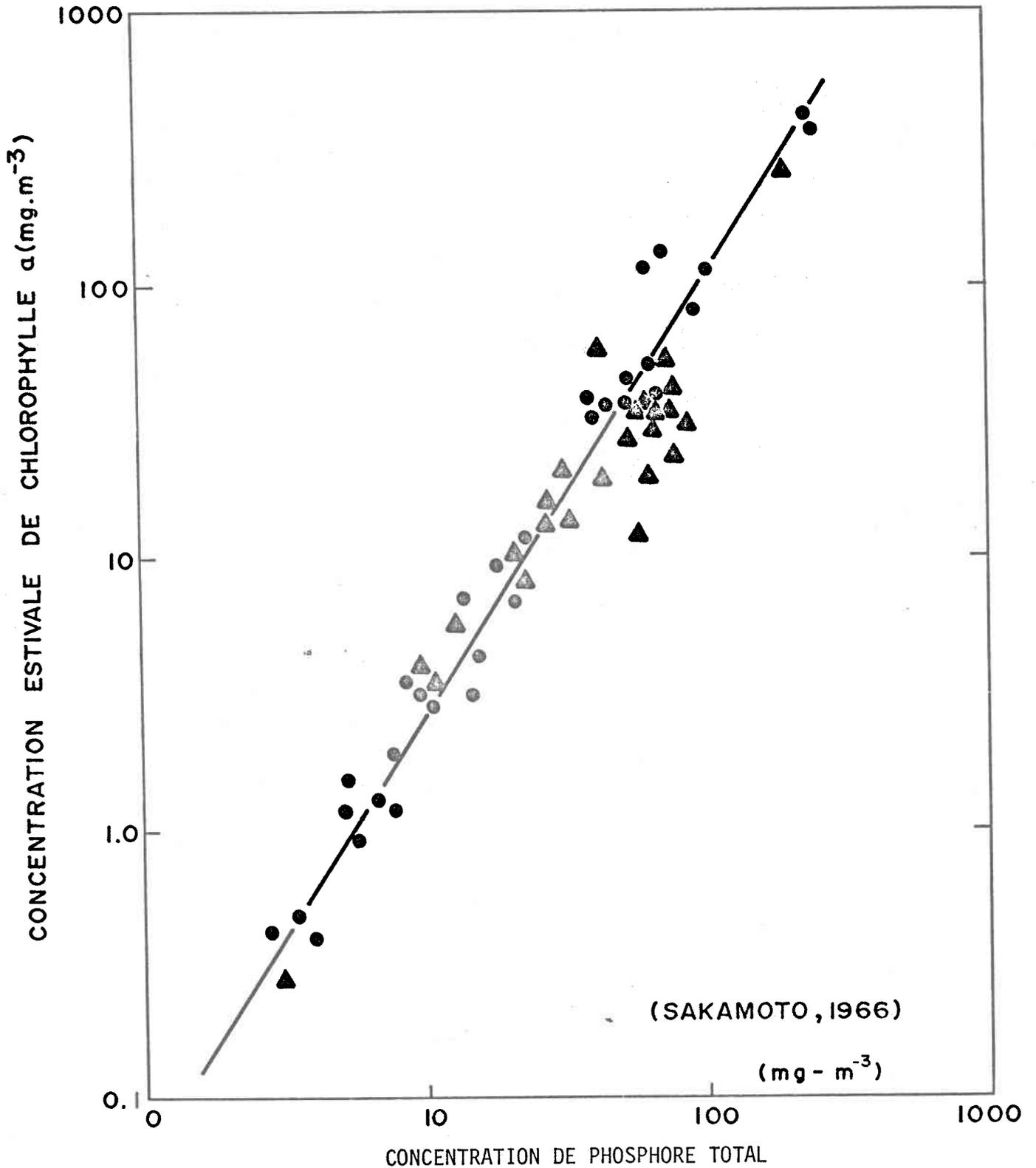


Figure 5 - Tracé de la concentration de phosphore total lors du brassage printanier en fonction de la concentration estivale de chlorophylle a, pour un certain nombre de lacs. Les cercles représentent les données de Sakamoto (1966); les triangles s'appliquent à d'autres lacs dans la littérature. La droite est la ligne de régression pour les points de Sakamoto. Le coefficient de corrélation est de 0.97. (Tiré de Dillon, 1974).

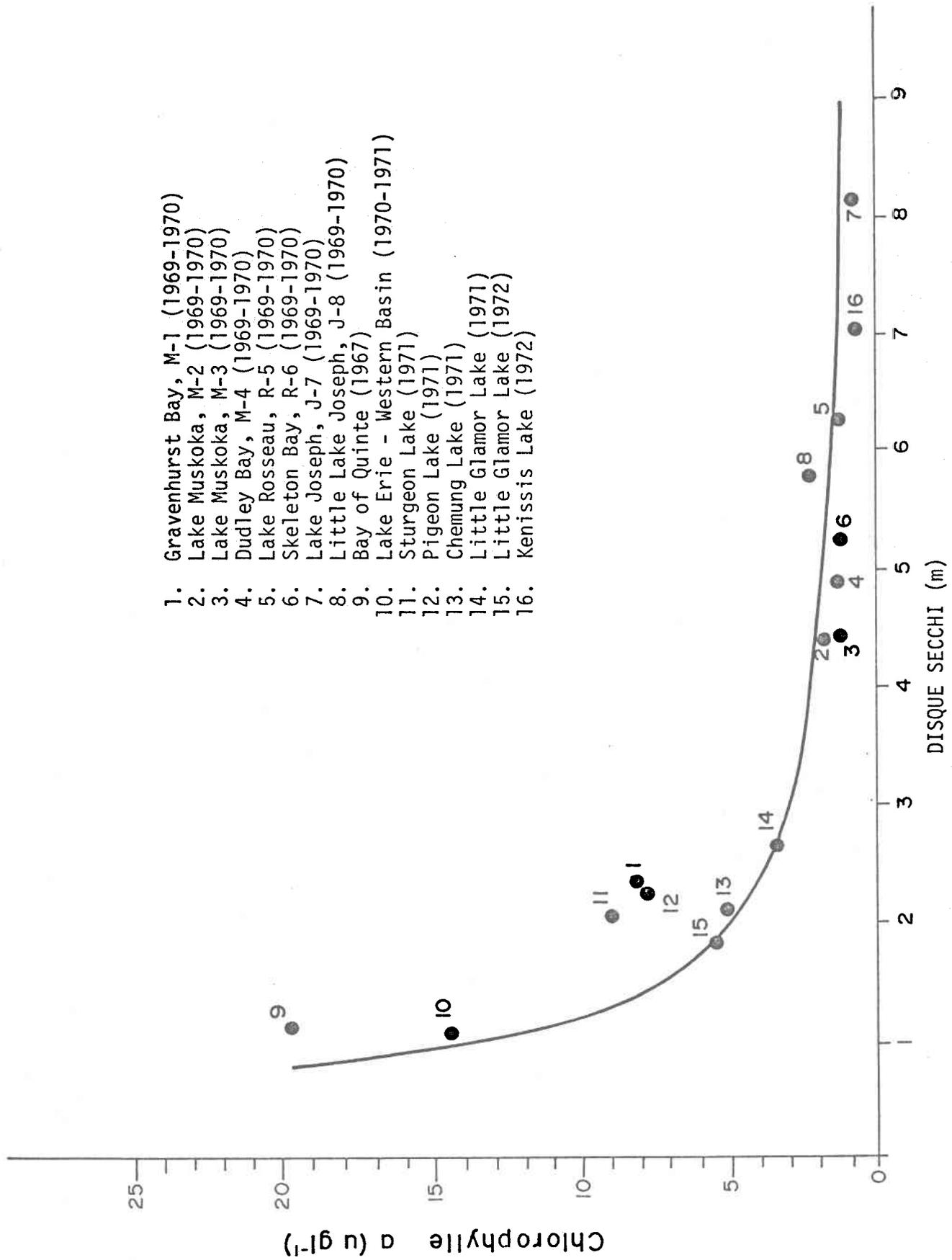


FIGURE 6 - Type de relation existant entre la concentration de chlorophylle a et la profondeur du Secchi (Tiré de Michalski et al, 1973) (région des lacs Muskoka).

tifs dans la concentration du phosphore. Bref, il n'existe pas une relation simple entre les apports totaux en substances nutritives et leur concentration. Celle-ci "s'ajuste" en fonction d'une foule de facteurs tels que les échanges avec les sédiments, la stagnation estivale, la charge évacuée du lac, etc. La relation 2.3 n'est donc pas linéaire et doit être considérée sous certaines restrictions.

Patalas (1972) trouve pour les Grands Lacs un très fort coefficient de corrélation entre la charge spécifique de phosphore total et la visibilité moyenne au Secchi d'une part, et la concentration estivale moyenne de chlorophylle a d'autre part. Ainsi, pour une augmentation donnée de la charge, on peut s'attendre à ce que la visibilité moyenne du disque de Secchi décroisse d'une valeur correspondante.

Le temps de réponse défini plus loin renseigne au sujet de la relation charge  $\rightarrow$  concentration puisqu'il intègre les principaux facteurs en cause mentionnés auparavant. Cela démontre très bien que le changement de concentration imputé à un changement de charge n'est pas instantané.

## 2.4 Introduction aux modèles de prévision de l'état trophique des lacs

### 2.4.1 Modèle I de Vollenweider ( $L_p$ vs $\bar{Z}$ )

Le premier modèle impliquant la charge spécifique en phosphore arrivant à un lac, a été suggéré par Vollenweider (1968). La relation qu'il emploie prend en considération la vitesse d'apport de phosphore par unité de surface lacustre (charge spécifique  $L_p$ ) et la profondeur moyenne ( $\bar{Z}$ ) du lac. En étudiant une sélection de lacs européens et nord-américains, Vollenweider a constaté, sur une représentation en deux dimensions impliquant ces deux paramètres (axe des ordonnées,  $\log L_p$ ; axe des abscisses,  $\log \bar{Z}$ ), qu'il

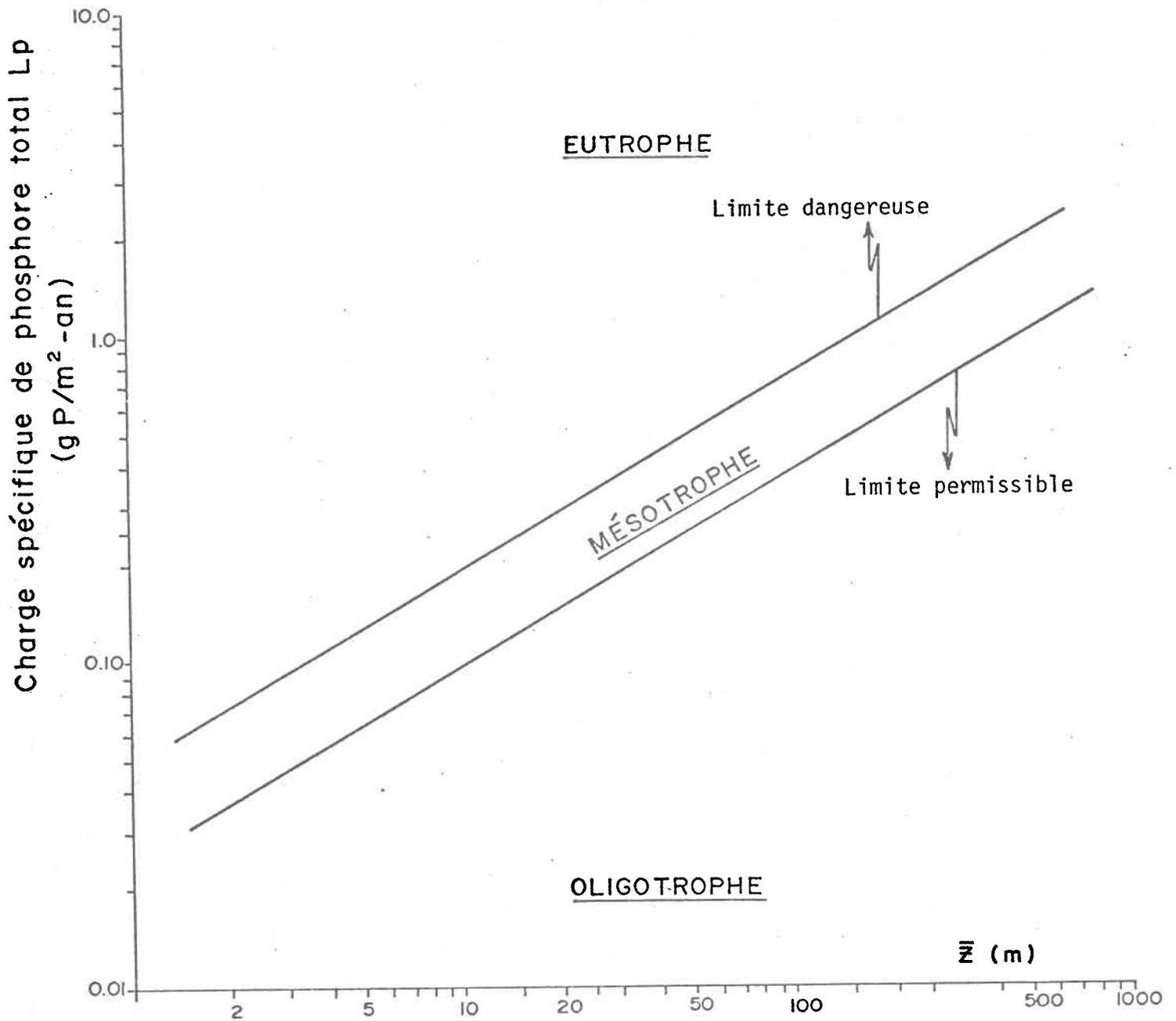


FIGURE 7 - Modèle I de Vollenweider impliquant la charge spécifique de phosphore total ( $L_p$ ) et la profondeur moyenne ( $\bar{Z}$ ) du lac.

pouvait tracer des droites (arbitraires) séparant les lacs en trois types trophiques: oligotrophe, mésotrophe et eutrophe (cf.: Figure 7). Ces deux droites représentent la charge spécifique permmissible (droite inférieure séparant les lacs oligotrophes des lacs mésotrophes) et la charge spécifique critique (droite supérieure représentant la charge spécifique au-delà de laquelle un lac peut être qualifié d'eutrophe), toujours en phosphore total. Sur la Figure 7, ces droites ont été tracées à l'aide des valeurs présentées dans le Tableau 4, lequel est tiré de Vollenweider (1968).

La prédiction de l'état trophique de nombreux lacs selon ce modèle a été confirmée de façon satisfaisante dans beaucoup de cas; l'état prédit correspondait bien à l'état observé sur le terrain, c'est-à-dire déterminé par les critères classiques tels que la transparence au disque de Secchi, la concentration estivale moyenne en chlorophylle a, la concentration de l'oxygène dans l'hypolimnion, la fréquence des fleurs d'eau, etc.

Cette relation a donc été acceptée comme un guide du degré de trophie des lacs et, fait très important, des niveaux critiques et permmissibles pour la charge spécifique en phosphore de ces lacs. En connaissant les principales sources de phosphore, il serait donc possible de ramener un lac au niveau trophique désiré simplement par une réduction des apports prépondérants, et cela à l'intérieur d'une période de temps déterminée selon le temps de réponse de la masse d'eau, tel que défini à la section 3.1.3. On examinera au chapitre 4 où se situent les lacs étudiés dans l'espace de Vollenweider selon les deux méthodes de calcul d'apports.

#### 2.4.2 Modèle II de Vollenweider ( $L_p$ vs $\bar{Z}/t_w$ )

Malgré le succès initial qu'a connu le premier modèle de Vollenweider, il s'est avéré parfois inadéquat, dans le cas de certains lacs, dont le

TABLEAU 4: Limites de charges spécifiques pour le phosphore total  
(tiré de Vollenweider, 1968).

Profondeur moyenne $\bar{z}$ (m)	Charge spécifique tolérable jusqu'à (g P/m <sup>2</sup> -an)	Charge spécifique dangereuse à par- tir de (g P/m <sup>2</sup> -an)
5	0.07	0.13
10	0.10	0.20
50	0.25	0.50
100	0.40	0.80
150	0.50	1.0
200	0.60	1.2

lac Tahoe (Californie). L'état trophique de ce lac, prédit d'après le modèle I ( $L_p$  vs  $\bar{Z}$ ), était très oligotrophe étant donné sa charge spécifique très faible ( $0.04 \text{ g P/m}^2\text{-an}$ ) et sa profondeur moyenne très élevée (environ 300 m). Cependant, en raison du temps de renouvellement très long de sa masse d'eau (environ 700 années), on devrait s'attendre normalement à ce que le lac soit quand même influencé assez fortement, malgré sa faible charge. Avec le modèle II, le lac se situe mieux quant à son état trophique, par rapport à ce que l'on observe.

De fait, la profondeur moyenne n'est pas un paramètre qui renseigne beaucoup sur le comportement d'une masse d'eau. A la section 2.3, il a été fait mention de la séquence:

charge spécifique  $\rightarrow$  concentration  $\rightarrow$  production (2.3)

On sait en effet que les lacs constituent une discontinuité dans le cheminement des nutriments. Les arrivées de phosphore ne sont pas équivalentes qualitativement ni quantitativement aux sorties. On pourrait ainsi considérer un lac comme une boîte noire recevant une certaine quantité de phosphore, et d'où sortira une autre quantité de phosphore, laquelle est réglée par une foule de facteurs tels que la profondeur moyenne, le développement de la ligne de rivage, la forme du lac, sa superficie, son volume, etc. Tout cela suggère fortement, comme le mentionne Edmonson (1970), qu'il y aurait peut-être lieu d'étudier la vitesse d'apport de phosphore par unité de surface ( $L_p$ ) en fonction de la vitesse d'apport de l'eau ( $q_s$ ).

C'est dans ce sens que Vollenweider (1973) a modifié son premier modèle. Son deuxième modèle s'exprime ainsi:

$$L_p \text{ vs } \bar{Z} / t_w$$

où  $t_w$  est le temps de renouvellement de la masse d'eau (cf.: Figure 8). Ainsi donc, un lac recevant une très faible charge superficielle et ayant une très grande profondeur moyenne, sera classé beaucoup plus près de la limite permmissible (plus près de la mésotrophie) si son temps de renouvellement est très long (plusieurs années) que si on ne considère pas celui-ci. Une charge, même faible, peut donc fortement influencer un lac (cas du lac Tahoe par exemple). On examinera au chapitre 4 où se situent les lacs étudiés dans ce modèle selon les deux méthodes de calcul d'apports.

Il convient ici d'ouvrir une parenthèse en ce qui concerne le véritable sens physique du modèle II de Vollenweider. Le paramètre  $q_s$  ( $\bar{z}/t_w$ ) se définit par la vitesse d'apport de l'eau par unité de surface (areal water loading). Il est équivalent aussi au facteur d'environnement  $f_u$  (défini plus loin comme le rapport de la superficie du bassin versant sur celle du lac) multiplié par le taux de ruissellement moyen à long terme ( $r$ ) exprimé en m/année, soit  $\frac{A_d}{A_o} \cdot r$ . On y arrive de la façon suivante:

$$\begin{aligned} \bar{z} / t_w &= \bar{z} \cdot \frac{Q}{V} \\ &= \frac{\bar{z} \cdot Q}{A_o \cdot \bar{z}} \\ &= Q/A_o \\ &= \frac{A_d}{A_o} \cdot r = f_u \cdot r \end{aligned} \quad (2.4)$$

où:

$V$  = le volume du lac;

$Q$  = le volume d'écoulement annuel;

$A_d$  = la superficie du bassin versant;

$A_o$  = la superficie du lac.

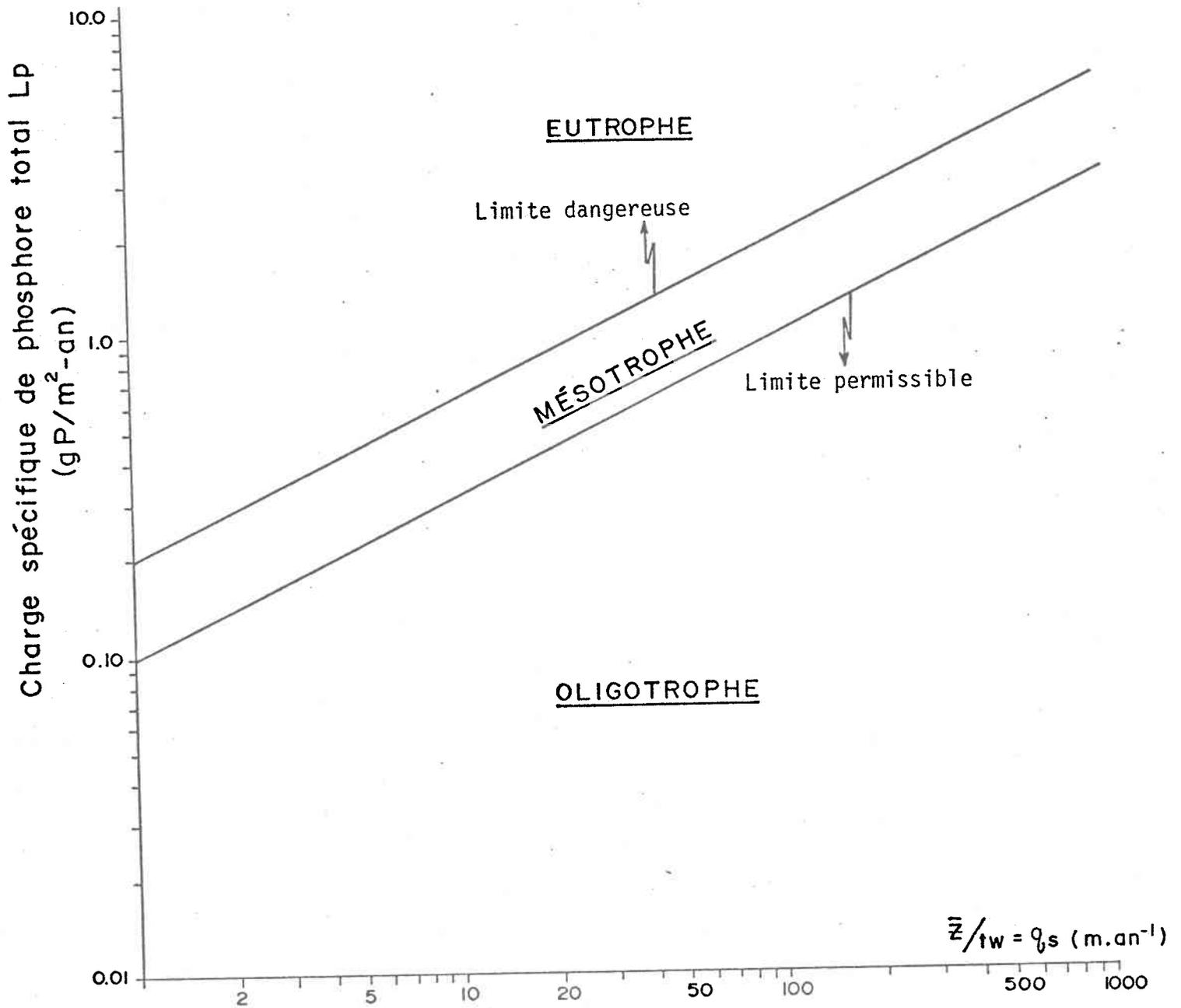


FIGURE 8 - Modèle II de Vollenweider impliquant la charge spécifique de phosphore total ( $L_p$ ) et la vitesse d'apport de l'eau ( $q_s$ ).

Soulignons que l'on n'a pas besoin de connaître la profondeur moyenne pour déterminer  $q_s$ . Voilà pour l'axe des abscisses.

Maintenant, considérons l'axe des ordonnées, défini par la valeur  $L_p$ . Si on regarde la charge spécifique de phosphore en provenance du sol ( $L_s$ ), on peut affirmer que ces deux valeurs sont identiques au moins dans le cas où on a affaire à des régions vierges (c'est-à-dire sans action humaine directe). En d'autres termes, la charge spécifique totale est constituée par celle en provenance du sol, pour de telles régions. Pensons par exemple à des régions du nord du Québec où on n'observe pas d'intervention humaine directe et qui se comparent très bien par la nature des bassins versants rencontrés (ex.: affectation forestière uniquement telle que la pessière) et aussi par leur comportement climatologique et hydrologique. On peut alors caractériser l'ensemble de tels bassins versants sur la base de leur coefficient d'exportation de phosphore. L'axe des ordonnées ( $L_p$ ) s'identifie donc au facteur  $f_u$  multiplié par le coefficient d'exportation moyen de phosphore ( $\bar{E}_s$ ) de ces régions. On a:

$$L_p = L_s = \frac{A_d}{A_o} \cdot \bar{E}_s = f_u \cdot \bar{E}_s \quad (2.5)$$

où:  $L_s$  = la charge spécifique en provenance du sol;

$\bar{E}_s$  = le coefficient d'exportation moyen de phosphore en provenance du sol.

Si on résume, on obtient en ordonnées le terme  $f_u \cdot \bar{E}_s$  et en abscisses, le terme  $f_u \cdot r$ . Pour des bassins versants comparables,  $\bar{E}_s$  et  $r$  se résument donc à des constantes. Maintenant si on situe l'état trophique des lacs à bassins versants comparables et non influencés directement par l'activité humaine, dans le modèle II de Vollenweider, on s'aperçoit que

tous vont se placer au même point trophique. Le déplacement sur l'axe des ordonnées sera alors imputable à l'activité humaine, source de phosphore; celui sur l'axe des abscisses sera dû à des différences hydrologiques. On peut constater effectivement que ce qui distingue l'état trophique des lacs à bassins versants comparables se résume à l'activité humaine qui s'y trouve; à la section 3.2.1.3, calcul des apports de chaque classe, il est fait mention de tels cas.

Cela signifie donc, et c'est très important, que le modèle II de Vollenweider ne fait pas vraiment intervenir le temps de renouvellement de la masse d'eau dans l'établissement de son état trophique. De plus, il ne prend aucunement en compte la profondeur moyenne des lacs comme il le laisse supposer à prime abord; c'est-à-dire qu'un lac de profondeur moyenne de 1 mètre a le même poids qu'un autre de 50 ou 100 mètres. Le paramètre  $q_s$  ( $\bar{z} / t_w$ ) ne semble donc pas rendre compte de la situation réelle existante pour chaque lac étudié. La recherche d'un paramètre davantage significatif reste à faire. On est en droit de supposer que ce modèle ne s'appliquera pas très bien aux lacs étudiés ici, lesquels sont situés dans une même région et qui par contre sont tous influencés plus ou moins grandement par l'activité humaine.

#### 2.4.3 Modèle III de Dillon ( $L_p (1-R) / \rho$ vs $\bar{z}$ )

Dillon (1974) a rapporté des cas de lacs qui ne concordaient pas avec la première classification de Vollenweider (modèle I). Par exemple, des lacs à forte charge en phosphore total, qui auraient dû être classés eutrophes, présentaient plutôt des concentrations en chlorophylle a faibles et de grandes transparences au disque de Secchi, c'est-à-dire des caractéristiques de l'oligotrophie. On peut penser à première vue que ces lacs se renou-

vellent très rapidement, ce qui pourrait expliquer les écarts trouvés entre les valeurs observées et les valeurs prédites selon le modèle. Cependant, il est aussi logique de penser en fonction du coefficient de rétention, R, des lacs en question. Ainsi le facteur (1-R), représentant la fraction de phosphore qui s'échappe du lac par voie des eaux de décharge, permet-il de tenir compte d'une foule de facteurs influant sur le métabolisme du phosphore.

On suppose dans ce modèle que la concentration des eaux de décharge est égale à la concentration moyenne des eaux du lac. Le modèle proposé s'écrit ainsi:

$$L_p (1-R) / \rho \text{ vs } \bar{Z}$$

Selon cette relation, la prévision de l'état trophique d'un lac se base non plus sur sa charge spécifique, mais plutôt sur la valeur prédite de sa concentration vernale en phosphore. C'est donc la concentration de phosphore, elle-même fonction de la charge, qui déterminera la productivité d'un lac et ainsi son degré de trophie. Cela cadre bien avec les idées soulevées dans la section 2.3. Ce modèle s'avère utile pour prédire la concentration de phosphore, laquelle peut être reliée aux paramètres de qualité de l'eau qui reflètent son état trophique. La Figure 9 montre la relation existant entre l'état trophique des lacs et leur concentration prédite de phosphore au brassage printanier. On examinera au chapitre 4 où se situent les lacs étudiés dans ce modèle selon les deux méthodes de calcul d'apports.

Puisque le taux de renouvellement, le coefficient de rétention, aussi bien que la charge spécifique de phosphore et la profondeur moyenne, sont des facteurs importants dans la détermination du degré de trophie d'un

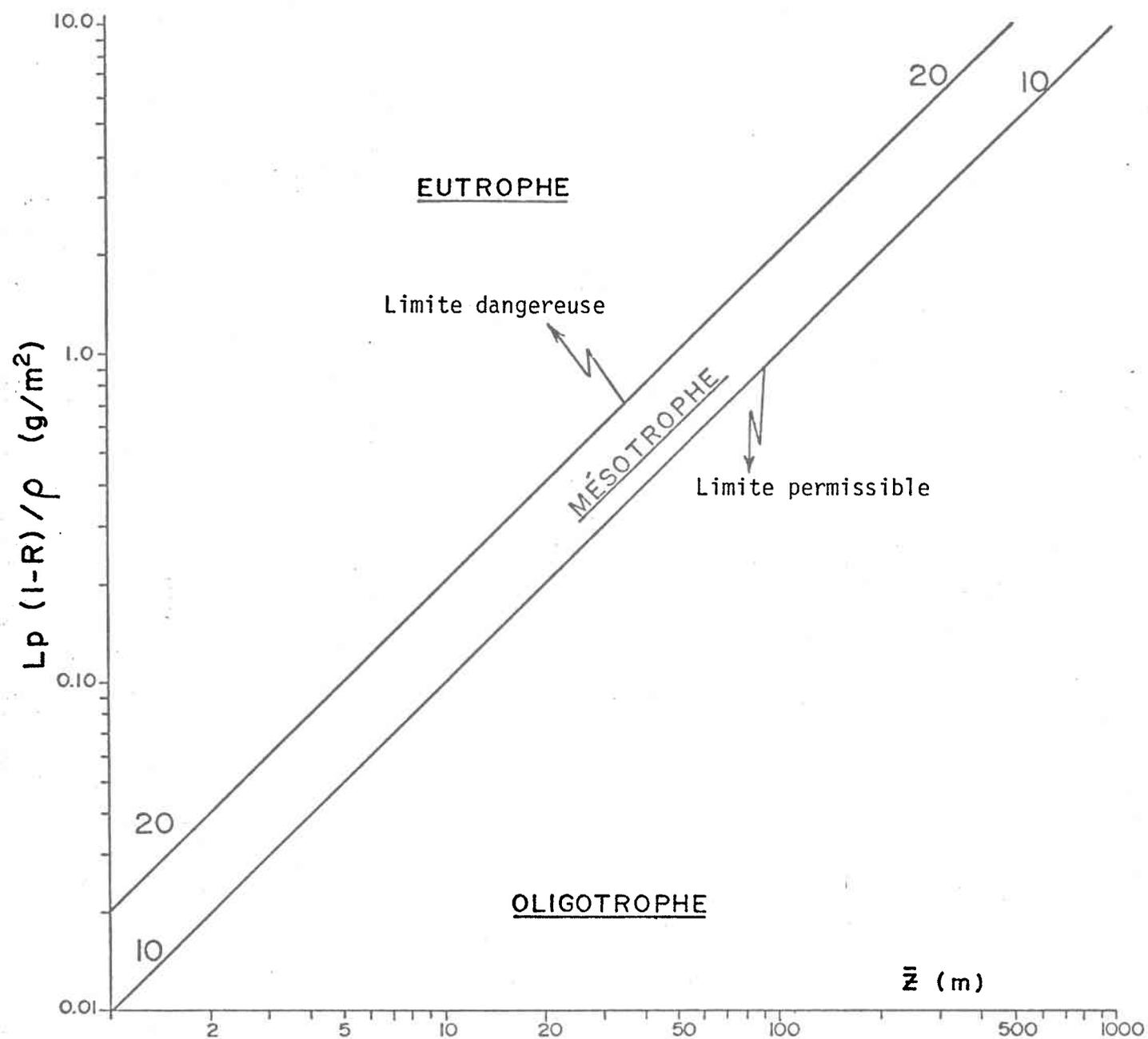


FIGURE 9 - Modèle III de Dillon reliant l'état trophique d'un lac à sa concentration prédite de phosphore au brassage printanier.

lac, il serait bon de les introduire dans les modèles de prévision de son état trophique. De fait, on doit escompter que des hauts taux de renouvellement et les faibles coefficients de rétention qui en résultent, réduiront l'effet d'une charge donnée. Ainsi le paramètre  $L(1-R)/\rho$  rend-il compte des effets des taux de rétention et de renouvellement sur la charge; il serait donc plus approprié que la charge seule ( $L_p$ ) pour décrire la situation trophique d'un lac.

Plus les taux de renouvellement ( $\rho$ ) sont élevés, plus les charges spécifiques ( $L_p$ ) sont faibles en importance car le facteur  $\rho$  est au dénominateur; évidemment, on peut faire le même raisonnement à l'inverse. Mentionnons que  $\rho$  était en général voisin ou légèrement inférieur à 1 pour plusieurs lacs étudiés par Vollenweider; on peut comprendre pourquoi les niveaux trophiques de plusieurs lacs, évalués d'après le modèle III de Dillon ( $L_p(1-R)/\rho$  vs  $\bar{Z}$ ), sont assez voisins de ceux évalués par le modèle I de Vollenweider ( $L_p$  vs  $\bar{Z}$ ). Par conséquent, le modèle de Dillon décrirait mieux la condition trophique d'un lac dans le cas où le taux de renouvellement est élevé, ceci dû sans doute à la valeur élevée du facteur d'environnement ( $f_u$ ), comme on tentera de le vérifier plus loin.

Vollenweider (1969) avait proposé un modèle simple de bilan nutritif en se basant sur une équation d'équilibre des masses, appliqué en particulier pour le phosphore. En termes de concentration de phosphore total prédite à l'équilibre dans un lac, la relation s'identifie comme suit (cf.: section 2.3):

$$[P] = L(1-R) / \bar{Z} \rho \quad (2.1)$$

Maintenant, si on affirme que la production primaire d'un lac est fonction de la concentration réelle de phosphore (le facteur limitant ici), et que la prévision de l'état trophique d'un lac se fonde sur la mesure de sa concentration prédite de phosphore et non de sa charge spécifique, on peut imaginer des limites pour la concentration de cet élément, lesquelles nous serviront à caractériser le lac au point de vue trophique. On peut donc émettre des affirmations de probabilité sur la condition trophique d'un lac, sur la base de sa concentration prédite de phosphore.

Les droites de la Figure 9 expriment les concentrations prédites de phosphore en deçà et au-delà desquelles, les lacs sont classifiés oligotrophes et eutrophes. La droite inférieure représente une concentration prédite de phosphore de  $10 \text{ mg/m}^3$ . La droite supérieure représente une concentration prédite de  $20 \text{ mg/m}^3$  ( $0.020 \text{ mg/l}$ ) (Dillon et Rigler, 1975). Ces deux droites déterminent respectivement les limites permmissible et dangereuse de la concentration de phosphore. Entre les deux, figurent les lacs "menacés" (c'est-à-dire mésotrophes).

La justification de ces limites fait suite aux travaux de plusieurs chercheurs dont Sawyer (1947) qui, pour 17 lacs du Wisconsin, a trouvé des teneurs en phosphore inorganique au brassage printanier variant de moins de  $10 \text{ mg P/m}^3$  dans les lacs les plus pauvres en phosphore, jusqu'à  $380 \text{ mg P/m}^3$  dans le lac Waubesa, un lac très eutrophe. Dillon et Rigler (1975) aussi ont proposé des limites à la concentration vernale de phosphore (étude effectuée dans le sud de l'Ontario), respectivement de  $10 \text{ mg P/m}^3$  pour un lac oligotrophe et de quelque  $20 \text{ mg P/m}^3$  pour un début d'eutrophisation. Toujours dans le même ordre d'idées, Vollenweider (1968) affirme que l'on peut émettre des hypothèses, quant au rôle du phosphore (et de l'azote),

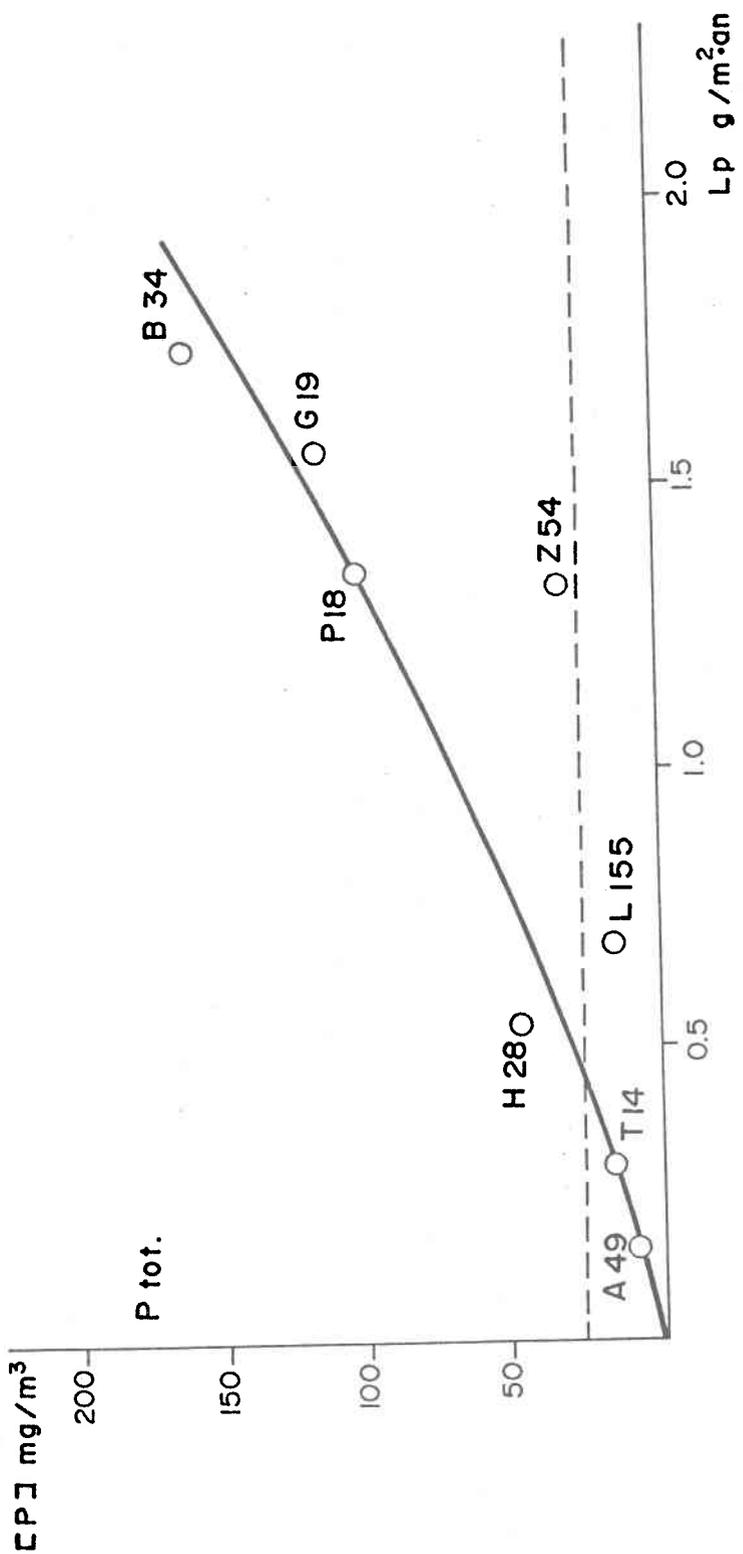
qui aident à dégager quelques lignes directrices en ce qui concerne les concentrations critiques et les limites de charges permmissibles. C'est ainsi qu'il est probable, selon lui, qu'une eau soit "trophiquement" en danger quand ses concentrations printanières dépassent  $10 \text{ mg P/m}^3$  pour les combinaisons biologiquement exploitables de phosphore, ou si les apports de ces combinaisons s'élèvent à  $0.2$  à  $0.5 \text{ g P/m}^2\text{-an}$ . Dans le cas de lacs eutrophes ou artificiellement eutrophisés par contre, on retrouverait des concentrations supérieures à  $20 \text{ mg P/m}^3$ , ou des apports dépassant la valeur de  $0.5 \text{ g P/m}^2\text{-an}$ .

On peut se reporter à la Figure 10 pour avoir une idée de la relation existant entre la charge spécifique en phosphore des lacs et leur concentration printanière de cet élément. On y remarque au premier abord qu'il n'existe pas de relation simple, directe entre la charge en substances nutritives et leur concentration, tel que suggéré par la relation 2.1 ci-haut et comme il en a été fait mention à la section 2.3.

De tout cela, il ressort que le modèle III de Dillon présente un intérêt certain lorsque l'on songe par exemple au fait que des lacs peuvent être classés non eutrophes en dépit de fortes charges spécifiques de phosphore, et cela principalement parce que le taux de renouvellement élevé de ces lacs vient "contrecarrer" leur charge importante.

## 2.5 Hypothèses de base du présent travail

Pour bien comprendre les méthodes de travail qui sont utilisées et décrites à la section suivante, et pour l'interprétation ultérieure des résultats, on doit garder en mémoire les hypothèses de base essentielles suivantes.



NOTE: ○ = lacs

FIGURE 10 - Relation entre la concentration de phosphore au printemps et la charge spécifique de phosphore. (Tiré de Vollenweider, 1968)

- 1- *Travail sur une base annuelle.* Tous les calculs sont basés sur les apports annuels de phosphore, même si un lac réagit ou "répond" sur une base saisonnière à une charge donnée de phosphore, c'est-à-dire, même si son temps de renouvellement est de quelques mois ou même quelques semaines.
- 2- *Lac non stratifié, bien mélangé ("well mixed box").* En relation avec cela par conséquent, on ne considère pas la possibilité de stratification thermique d'un lac dans l'application des modèles de Vollenweider et Dillon, sauf évidemment dans l'interprétation ultérieure des résultats.
- 3- *Phosphore = le facteur chimique limitant la production primaire.* Dans la littérature (Dillon et Rigler, 1974; Massey et Robinson, 1971; Sawyer, 1947; Schelske, 1971; Stumm et Stumm-Zollinger, 1972; Vollenweider, 1968; etc.), on mentionne que le phosphore est le facteur limitant dans la plupart des lacs. Dans ce travail, on suppose au départ que le phosphore est le facteur chimique limitant, ce qui implique que le rapport N : P est plus grand qu'un certain seuil (12 généralement) (Dillon et Rigler, 1974; Vollenweider, 1968).
- 4- *Phosphore des apports calculés métaboliquement disponible.* Pensons par exemple à des apports de phosphore provenant d'une région où il y a beaucoup d'apati-

tes, lesquelles sont insolubles dans l'eau et par conséquent non disponibles pour les plantes aquatiques (cf.: la section 2.2.3).

- 5- *Certains apports en phosphore non considérés.* En effet, il est très difficile de tenir compte des apports dus aux eaux souterraines et aux sédiments par exemple. On sait que les sédiments peuvent contribuer à la charge interne en phosphore des lacs lorsqu'ils sont en condition anaérobie (cf.: la section 2.2.5). Ce peut être excessivement important sur une base saisonnière, par exemple, mais sur une base annuelle, le flux net de phosphore est vers les sédiments.
  
- 6- *Phosphore irréversiblement retenu dans les sédiments lacustres.* Pour un lac localisé en amont d'un autre lac, le phosphore fixé dans les sédiments ne contribuera en aucun temps à la charge du lac situé en aval. La charge provenant d'un lac en amont se résume donc à celle qui n'est pas captée par ce lac au cours du temps.

### Chapitre 3

## Chapitre 3

### 3. Méthode de travail

#### 3.1 Caractérisation des lacs

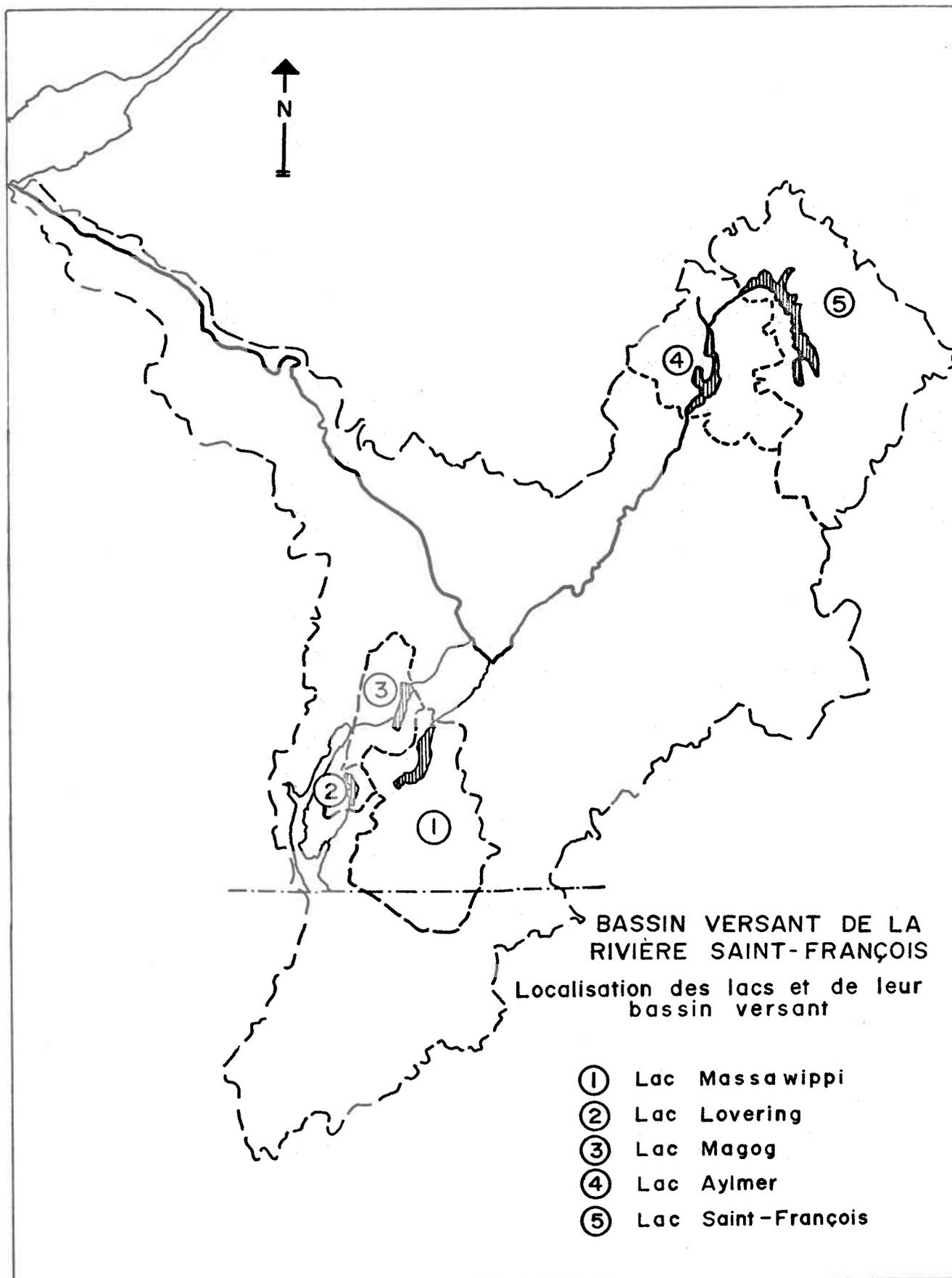
##### 3.1.1 Choix des lacs - Critères

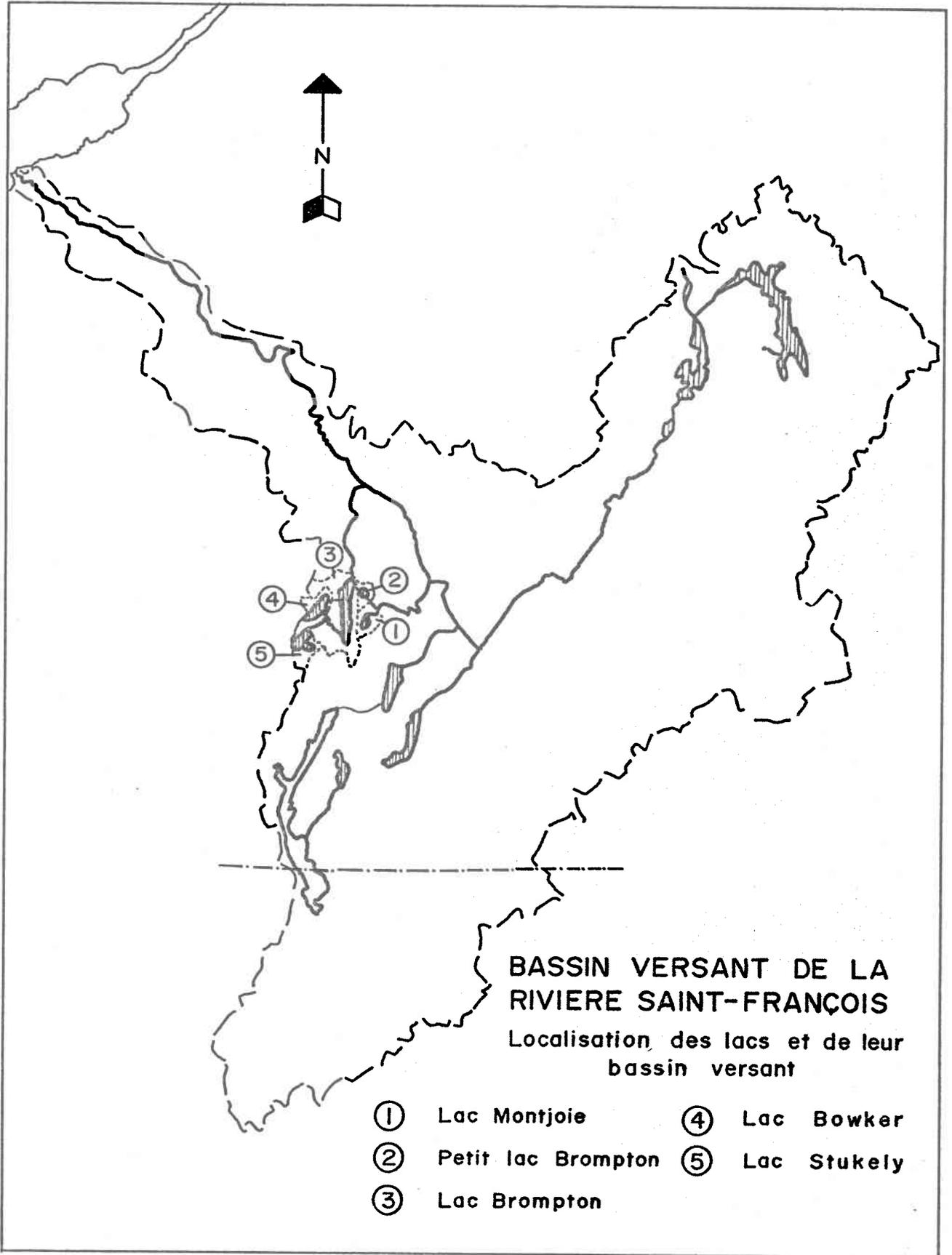
Les lacs sélectionnés sont ceux pour lesquels il existait déjà suffisamment d'informations (données physico-chimiques, morphométrie, etc) et dont l'utilisation des bassins versants devait être connue de façon assez détaillée (démographie, géologie, pédologie, caractéristiques morphométriques, etc). De plus, nous voulions utiliser le modèle d'apports de l'INRS-Eau pour le calcul des apports en phosphore; la banque de données dont dépend ce modèle avait été compilée pour les bassins versants des rivières Yamaska et Saint-François. Par conséquent, le choix de lacs à étudier devait se faire parmi ceux qui se trouvent dans l'un ou l'autre de ces deux bassins.

Ainsi dix lacs situés dans le bassin de la rivière Saint-François et quatre autres dans celui de la rivière Yamaska, ont été étudiés. Ce sont d'abord les lacs Aylmer, Bowker, Brompton, Lovering, Magog, Massawippi, Montjoie, Petit Brompton, Saint-François et Stukely et ensuite les lacs Boivin, Brome, Roxton et Waterloo. Pour chacun de ces lacs, le bassin de drainage a été délimité suivant le même découpage (sous-bassins) qui avait été effectué par le MRN.\* Les Cartes 1 à 4 montrent la localisation des lacs et de leurs bassins versants respectifs ainsi que l'emplacement des

---

\* Ministère des Richesses Naturelles (Service Qualité des Eaux).



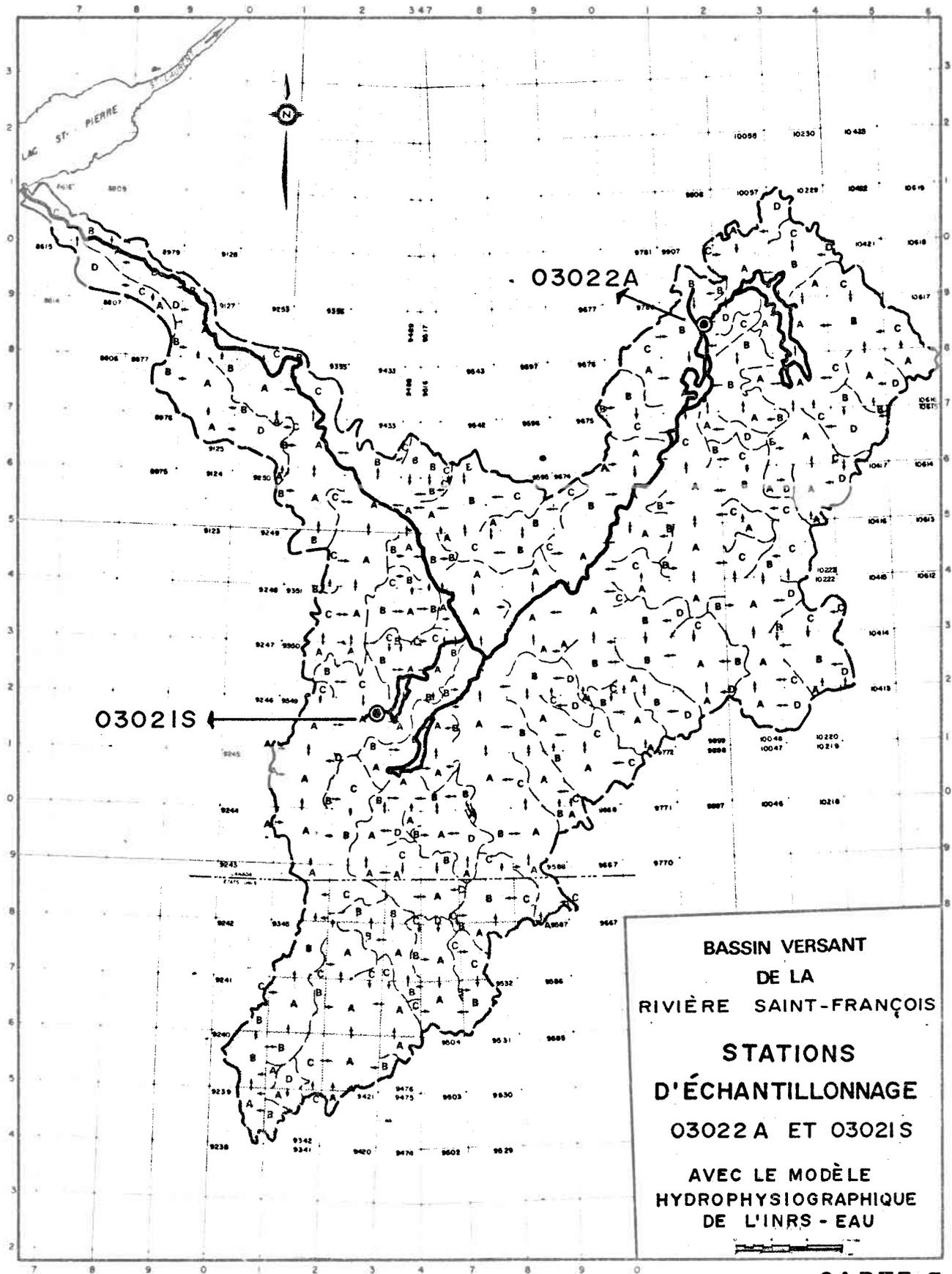


**BASSIN VERSANT DE LA RIVIERE SAINT-FRANÇOIS**

Localisation des lacs et de leur bassin versant

- |   |                    |   |             |
|---|--------------------|---|-------------|
| ① | Lac Montjoie       | ④ | Lac Bowker  |
| ② | Petit lac Brompton | ⑤ | Lac Stukely |
| ③ | Lac Brompton       |   |             |

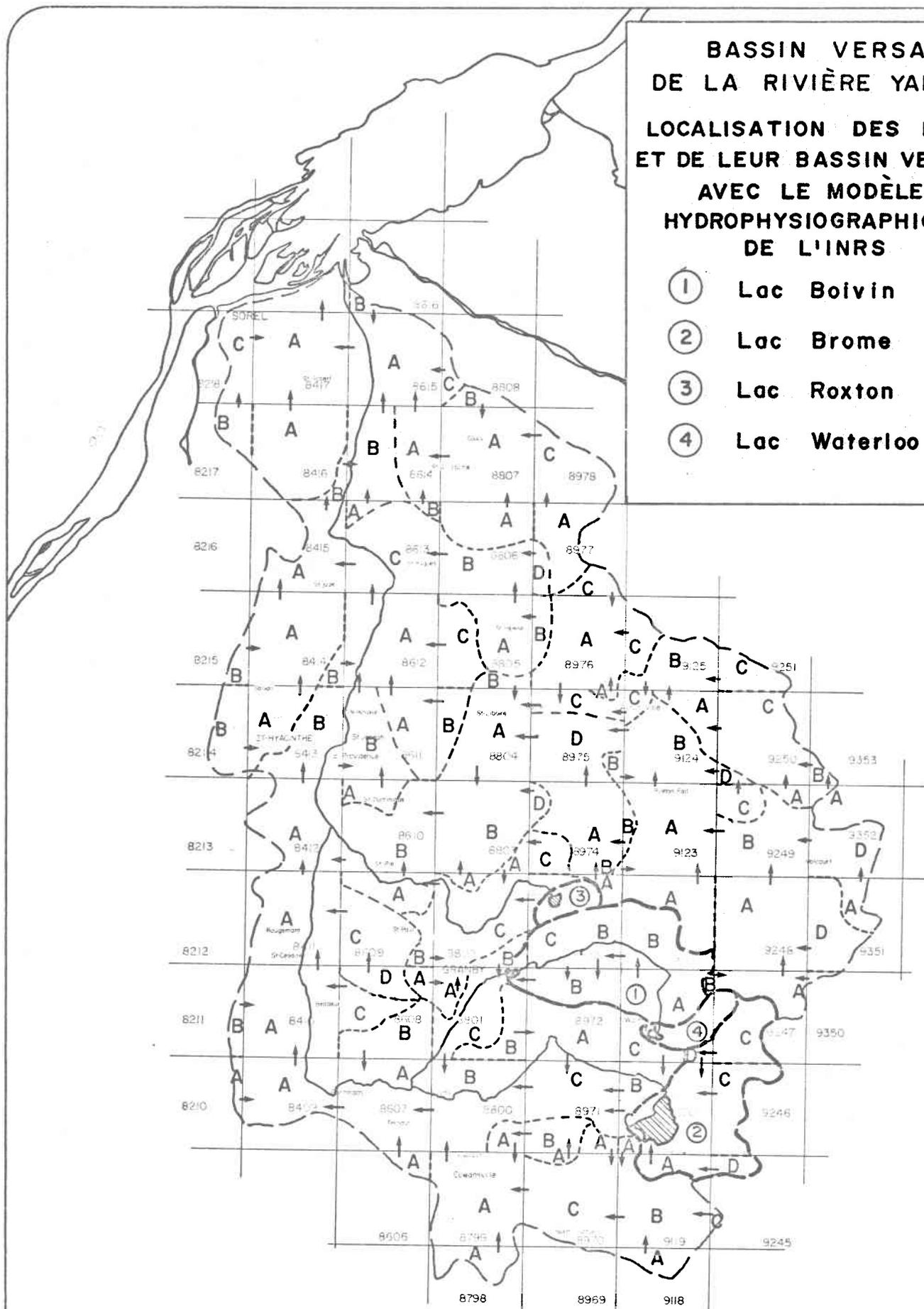
CARTE-2



CARTE-3

**BASSIN VERSANT  
DE LA RIVIÈRE YAMASKA  
LOCALISATION DES LACS  
ET DE LEUR BASSIN VERSANT  
AVEC LE MODÈLE  
HYDROPHYSIOGRAPHIQUE  
DE L'INRS**

- ① Lac Boivin
- ② Lac Brome
- ③ Lac Roxton
- ④ Lac Waterloo



deux stations d'échantillonnage dont les mesures ont été utilisées dans le calcul des apports en phosphore aux lacs Aylmer (station 03022A) et Magog (station 03021S).

### 3.1.2 Description de la région étudiée

Le bassin versant de la rivière Saint-François est situé entre les latitudes nord  $44^{\circ}34'$  et  $46^{\circ}07'$  et les longitudes ouest  $71^{\circ}08'$  et  $73^{\circ}03'$ . La partie sud déborde aux Etats-Unis (environ 15% du bassin entier). La superficie totale représente quelque  $10227 \text{ km}^2$ . Le bassin versant de la rivière Yamaska se situe entre les latitudes nord  $45^{\circ}05'$  et  $46^{\circ}05'$  et les longitudes ouest  $72^{\circ}12'$  et  $73^{\circ}07'$ . On n'y rencontre aucune partie appartenant aux Etats-Unis. Sa superficie totale comprend  $4911 \text{ km}^2$ .

Le sous-sol de la région étudiée renferme surtout des roches sédimentaires d'âge paléozoïque qui se sont formées il y a de 200 à 600 millions d'années. Voici brièvement ce qui en est dit dans un rapport du MRN (1969):

"Etroitement associées aux assises sédimentaires paléozoïques, on y trouve des coulées de lave et autres roches volcaniques du même âge. Cet assemblage de roches sédimentaires et volcaniques est fortement plissé, bouleversé et envahi par des amas ignés formés surtout de péridotites et de granites".

La zone étudiée appartient en grande partie à la région des Appalaches; les roches ignées ne s'y rencontrent qu'en petites masses détachées. Toute la région à l'étude a été soumise à l'action des glaciers, peut-être même à plusieurs reprises (Cann et Lajoie, 1943). Les dépôts de surface sont très mélangés et peuvent être classés en moraines, boues glaciaires,

dépôts lacustres et alluvionnaires récents. On rencontre plusieurs dépôts d'argile lacustre dans toute la région. Signalons que la description détaillée des bassins étudiés, tant du point de vue géologique que pédologique, n'est pas du ressort de cette étude; pour une connaissance plus approfondie, on est prié de se reporter aux études de Cann et Lajoie (1943) ainsi qu'à celles de Cann *et al.* (1948). Pour les fins du présent projet, deux types géologiques principaux ont été retenus: roches ignées et roches sédimentaires, auxquels ont été affectés les coefficients d'exportation du phosphore mentionnés plus loin.

### 3.1.3 Caractérisation des lacs - données générales

Chacun des lacs a été décrit en fonction de ses caractéristiques "fixes" telles que le temps de renouvellement ( $t_w$ ), l'indice de développement de la ligne de rivage ( $D_L$ ), l'indice de développement de la forme du lac ( $D_V$ ), le coefficient de rétention (R), etc. Le Tableau 5 donne un exemple de fiche de données générales des lacs; on retrouvera la description détaillée de chacun des lacs dans l'Annexe 1. Considérons maintenant les termes employés dans ce tableau.

D'abord, *le temps de renouvellement* est déterminé en divisant le volume du lac par le module d'écoulement annuel. Ces valeurs ont été fournies par le MRN. La *demi-vie du changement de la concentration*, terme emprunté à Dillon et Rigler (1975), se définit par le temps requis pour que la concentration de phosphore d'un lac change de moitié, et ce à partir d'une concentration originale à l'équilibre vers une autre concentration d'équilibre. Ce facteur dépend uniquement du coefficient de sédimentation ( $\sigma$ ) et de la fréquence de renouvellement de la masse d'eau ( $\rho$ ). On le calcule ainsi:

TABLEAU 5 Exemple de fiche de données générales des lacs.

LAC:

DONNEES GENERALES

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR
LATITUDE			
LONGITUDE			
PROFONDEUR MOYENNE	$\bar{z}$	m	
PROFONDEUR MAXIMALE	$z_{\max}$	m	
SUPERFICIE	$A_0$	km <sup>2</sup>	
VOLUME	$V$	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	
TEMPS DE RENOUVELLEMENT	$t_w$	année	
TAUX DE RENOUVELLEMENT	$\rho$	année <sup>-1</sup>	
TEMPS DE REPONSE (3-5 $t_{\frac{1}{2}}$ )	$t_R$	année	
DEMI-VIE DU CHANGEMENT DE LA CONCENTRATION	$t_{\frac{1}{2}}$	année	
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA LIGNE DE RIVAGE	$D_L$	—	
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA FORME DU LAC	$D_V$	—	
COEFFICIENT DE RETENTION	$R$	—	
VITESSE D'APPORT DE L'EAU PAR UNITE DE SURFACE	$q_s$	m.an <sup>-1</sup>	
RAPPORT D'ALLONGEMENT DU LAC	$R_{al}$	—	
ALTITUDE		m	
PERIMETRE		km	
LONGUEUR MAXIMALE		km	
LARGEUR MAXIMALE		km	
LARGEUR MOYENNE		km	

$$t_{\frac{1}{2}} = 0.69 / (\rho + 10 / \bar{z}) \quad (3.1)$$

Le temps nécessaire pour atteindre la nouvelle concentration à l'équilibre et que l'on définit comme le *temps de réponse du lac*, se résume à 3 à 5 fois  $t_{\frac{1}{2}}$ . Rappelons de plus que la demi-vie est indépendante de la concentration initiale de phosphore.

L'*indice de développement de la forme du lac* ( $D_V$ ), défini comme le rapport de la profondeur moyenne sur la profondeur maximale est une mesure de la forme du bassin lacustre rapporté à la forme d'un cône théorique (Dussart, 1966). Le Tableau 6 résume les valeurs significatives de cet indice.

L'*indice de développement de la ligne de rivage* ( $D_L$ ) se définit ainsi:

$$D_L = \frac{L}{2\sqrt{\pi A}} \quad (3.2)$$

où  $L$  = le périmètre du lac;

$A$  = la superficie du lac.

Cet indice varie de 1.0 à 4.5 et plus. Des gammes de valeurs représentatives sont explicitées dans le Tableau 7.

La *vitesse d'apport de l'eau par unité de surface* ( $q_s$ ) (areal water loading) se définit comme le quotient de la profondeur moyenne ( $\bar{z}$ ) sur le temps de renouvellement de la masse d'eau ( $t_w$ ). En somme, c'est équivalent à la charge d'eau annuellement déversée dans le lac. Le calcul du *coefficient de rétention du phosphore* ( $R$ ) fait intervenir le facteur  $q_s$ .

**TABLEAU 6:** Signification de l'indice de développement de la forme d'un lac.  
(d'après Dussart, 1966).

Valeur de l'indice	Forme du lac
de 0.100 à 0.399	conique
de 0.400 à 0.699	parabolique
de 0.700 à 1.0	parallépipédique

**TABLEAU 7:** Signification de l'indice de développement de la ligne de rivage.  
(d'après Dussart, 1966 et Hutchinson, 1957).

Valeur de l'indice	Description de la ligne de rivage
1.0 - 1.49	circulaire
1.5 - 1.99	semi-circulaire
2.0 - 2.49	elliptique
2.5 - 3.49	semi-rectangulaire
3.5 - 4.49	dendritique
≥ 4.5	irrégulier

Kirchner et Dillon (1975) ont déterminé, par analyse de régression multiple, l'équation suivante pour la prédiction de R:

$$R = 0.426 \exp(-0.271 q_s) + 0.574 \exp(-0.00949 q_s) \quad (3.3)$$

Ces calculs seront utiles dans le cas des lacs Aylmer et Brompton, par exemple, où on retrouve au moins un lac situé en amont.

Le *rapport d'allongement du lac* ( $R_{al}$ ) se définit par le rapport de la longueur maximale du lac sur sa largeur maximale. Cet indice renseigne à savoir si le lac est plus étiré ou arrondi. Plus il est fort (5 à 8.9), plus le lac est allongé. En somme, nous avons inclus tous les paramètres possibles susceptibles de nous apporter des précisions sur les résultats obtenus.

#### 3.1.4 Caractérisation des lacs - variables des lacs

Une deuxième fiche de renseignements pour chacun des lacs a été élaborée en tenant compte cette fois de ce que nous appelons les variables du lac (cf.: Tableau 8). On retrouvera dans l'Annexe 2 la description de chacun des lacs.

Pour un lac stratifié, on a la *profondeur de la thermocline*. Rappelons cependant que les modèles de Vollenweider et de Dillon ne prennent pas en compte la stratification thermique et que par conséquent, la connaissance de cette valeur ne peut servir qu'à mieux visualiser la situation globale des lacs en cause.

La *concentration en oxygène dissous dans l'hypolimnion* est calculée en pourcentage de saturation, et cela pour le mois où cette concentration est la plus basse. Rappelons que la charge interne en phosphore des lacs est grandement conditionnée par les conditions d'oxygénation qui y prévalent

TABLEAU 8: Exemple de fiche de variables des lacs.

## VARIABLES DU LAC:

ANNEE		
PROFONDEUR DE LA THERMOCLINE (m)		
OXYGENE DISSOUS HYPOLIMNETIQUE (% SA- TURATION)		
Secchi (m)		
CHLOROPHYLLE <u>a</u>  (mg/m <sup>3</sup> )		
[P] <sub>T</sub> PRINTEMPS (mg/m <sup>3</sup> )  (T <sup>0</sup> C)		
COTE TROPHIQUE CALCULEE		

(cf.: section 2.2.5).

Les mesures de la *transparence au disque de Secchi* sont effectuées sur plusieurs stations d'échantillonnage en général et pendant les mois sans couvert de glace. Dans ce travail, nous tenons compte des données prises de mai à août et nous pouvons ainsi calculer une moyenne pour l'été.

Les données de *chlorophylle a* sont compilées en tenant compte de la moyenne des mesures dans l'espace (plusieurs stations à diverses profondeurs) et dans le temps (de mai à août en général). Celles-ci ont toutes été effectuées dans le cadre des programmes d'inventaire écologique du MRN. Nous possédons ainsi au moins une série (année) de mesures pour la plupart des lacs étudiés.

Les *concentrations de phosphore total* ( $P_T$ ) sont mesurées au moment du brassage printanier, c'est-à-dire lors de l'isothermie ou autour de cette période. Etant donné la courte période de temps que dure ce phénomène, on peut difficilement prendre les échantillons d'eau à l'isothermie parfaite (c'est-à-dire, à une température généralement près de 4°C sur toute la profondeur du lac). On a donc indiqué entre parenthèses les valeurs de la température lors de ces mesures et ajouté les commentaires jugés pertinents, qui pourront faciliter l'interprétation ultérieure des résultats. Les valeurs prédites de la concentration vernale de phosphore ont été calculées à l'aide de l'équation 2.1, tel que vu à la section 2.3 traitant de la caractérisation du degré de trophie. Ces valeurs servent par la suite à prédire la concentration moyenne de chlorophylle *a* des lacs en été (cf.: section 2.3)

### 3.1.5 Cote trophique

Une équation a été mise au point par le MRN-Qualité (1975) pour calculer la cote trophique des lacs, cela sur la base des résultats obtenus dans l'étude de quelque quinze lacs pendant les années 1970 à 1973 inclusivement. Il faut souligner que ce système de classification est basé sur une évaluation empirique des conditions trophiques des lacs en question. Même si celle-ci peut être teintée d'une certaine subjectivité, il n'en demeure pas moins que ce système numérique de classification a été corroboré favorablement par le système qualitatif traditionnel avec l'avantage de donner une cote numérique permettant la comparaison de différents milieux. Pour un lac donné, une cote trophique peut être calculée, basée sur une échelle de dix unités dont la valeur zéro se rapporte au stade d'oligotrophie alors que la cote dix révèle des conditions très eutrophes.

La cote intègre six indices trophiques qui traduisent l'état d'un lac donné. Pour chacun des paramètres, on emploie la moyenne arithmétique; c'est-à-dire que l'on calcule la moyenne dans le temps (mois d'été) et dans l'espace (plusieurs stations à diverses profondeurs lorsque cela s'applique). Donc, pour chaque paramètre, le MRN a établi la gamme de variation entre des conditions d'oligotrophie et d'eutrophie et on a ensuite procédé à une transformation linéaire de cette plage de variation à une échelle de dix unités trophiques. De plus, il existe pour chacun des paramètres, une valeur limite à ne pas dépasser; si la valeur calculée d'un indice est supérieur à la valeur limite fixée par exemple, on ramène cette valeur à la valeur limite.

L'équation se lit donc ainsi:

Cote trophique:

$$1.11 [(I.M.E. \times 0.5) + (COND \times 0.01) + \Delta pH + (P.S.P. \times 5)] \\ - 0.167 [TR. + (\% O.D. \times 0.1)] + 3.33 \quad (3.4)$$

Les paramètres utilisés se définissent comme suit. L'index morpho-édaphique (IME) établi par Ryder (1965) se résume au rapport entre la concentration en solides totaux dissous et la profondeur moyenne du lac. La valeur limite utilisée dans le calcul est de 3.0. La transparence (TR) consiste en la moyenne estivale des lectures du disque de Secchi et la limite utilisée est de dix mètres. Le pourcentage de saturation en oxygène dissous (% OD) est évalué d'après une mesure de la concentration au fond du lac (dans la couche hypolimnétique) en période de stratification thermique, en août généralement. La différence de pH entre la surface et le fond ( $\Delta$  pH) est calculée aussi au cours de la stratification thermique maximale, comme pour le paramètre précédent. La limite imposée dans le calcul de la cote est de 1.5 unité de pH. A noter que ces deux derniers indices sont peu significatifs dans le cas de lacs peu profonds et non stratifiés (cas de plusieurs lacs dans cette étude). La conductivité (COND) représente la moyenne estivale pour toutes les profondeurs et sa valeur limite est de 150  $\mu$ mos/cm. Enfin, le poids sec de plancton (PSP) est exprimé par la valeur moyenne de l'été avec 0.3 g/m<sup>3</sup> comme valeur limite.

Les cotes trophiques calculées de cette façon servent à caractériser les lacs étudiés dans le cadre de ce projet. Bien qu'une telle approche soit discutable, il n'en reste pas moins qu'elle constitue un bon outil de travail. De plus, d'après les biologistes du MRN qui sont responsables des inventaires écologiques, les valeurs calculées des cotes sont vraisemblables. Nous verrons plus loin si la classification des lacs d'après les modè-

les de Vollenweider et de Dillon se rapproche de celle faite à partir des cotes trophiques calculées.

### 3.2 Utilisation du territoire et calcul des charges

#### 3.2.1 Approche traditionnelle

Cette partie représente la phase la plus importante du présent travail. Le Tableau 9 présente toutes les données prises en compte. De plus, on retrouvera dans l'Annexe 3 les données se rapportant à chacun des lacs.

##### 3.2.1.1 Définition des classes d'utilisation du territoire

Tout d'abord, il a fallu définir les classes d'utilisation du sol à considérer. Pour les dix bassins versants situés dans le bassin de la rivière Saint-François, de même que pour les quatre autres situés dans le bassin de la rivière Yamaska, le MRN-Qualité avait déjà délimité les modes d'utilisation du territoire quant aux superficies et pourcentages, selon les catégories définies par l'ARDA\* (1969). Pour les fins de ce projet, ces catégories ont été regroupées en six grands groupes comme on peut le constater dans le Tableau 10.

##### 3.2.1.2 Choix des coefficients d'exportation pour le phosphore

La justification des regroupements indiqués dans le Tableau 10 se base sur la nécessité d'attribuer à chacun un coefficient d'exportation du phosphore. A partir d'une revue de la littérature sur le sujet, et à partir de la description géologique des régions étudiées, des coefficients d'exportation

---

\* Aménagement rural et développement agricole.

TABLEAU 9: Exemple de fiche illustrant l'utilisation du territoire et servant dans le calcul des charges spécifiques de phosphore total.

LAC: UTILISATION DU TERRITOIRE ET CALCUL DES CHARGES SPECIFIQUES EN PHOSPHORE

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR
Superficie du bassin (sans le lac)	$A_d$	$km^2$	
Superficie du lac	$A_o$	$km^2$	
Nombre de lacs	—	—	
Superficie moyenne des lacs	S	$km^2$	
Densité de drainage	$D_d$	$km^{-1}$	
Facteur d'environnement	$f_u$	—	
Population totale (C)			
Population saisonnière et chalets			Nc =
Population permanente (avec égout A sans égout B)	A =		B =
Apports annuels en phosphore (kg)	$J_c$ =		
Utilisation du Territoire	%	$km^2$	Coefficient <sup>1</sup> d'exportation ( $E_s$ )
$A_G$ = Affectation agricole active			
I = Zones improductives			
M = Marais, marécages			
O = Surface d'eau			
$F_I$ = Forêt avec substrat igné			
$F_S$ = Forêt avec substrat sédimentaire			
U = Affectation urbaine			
$\bar{E}_S$ = Coefficient d'exportation moyen			
Total			
Charge spécifique de Phosphore <sup>1</sup>	Calcul	Symbole	Valeur $g/m^2$ -an
A partir du sol	$\bar{E}_s \cdot A_d / A_o$ ou $\bar{E}_s \cdot f_u$	$L_s$	
En provenance de la population	$[(0.71 \times Nc + B) / 0.8] \times 0.75 + A \times$	$L_c$	
A partir du ou des lac(s) en amont	$(1-R_a) Lp_a \cdot A_o(a) / A_o$	$L_a$	
A partir des précipitations	—	$L_{pr}$	
Totale	$L_s + L_c + L_a + L_{pr}$	$L_p$	

<sup>1</sup>  $gP/m^2$ -an

**TABEAU 10:** Modes d'utilisation du territoire et coefficients d'exportation pour le phosphore total.

Catégorie	Classement	Symbole	Coefficient d'exportation g P/m <sup>2</sup> -an
Affectation agricole active	Grandes cultures; cultures spéciales*; cultures maraîchères.	AG	0.050
Zones improductives	Affectation primaire (ex.: mines, tourbières); Affectation tertiaire (ex.: récréation de plein air); Vergers; Pâturages semi-naturels et prairies; Terres en friche; Sable, roc et autres surfaces nues.	I	0.025
Marais, marécages	Zones de dépôts organiques sans végétation.	M	0.0
Surfaces d'eau	Lacs et rivières identifiables sur carte à l'échelle de 1: 50,000.	O	non considéré dans le calcul
Forêts	Roches ignées.	FI	0.005
	Roches sédimentaires.	FS	0.012
Affectation urbaine	Agglomération urbaine	U	0.15

\* : tabac, pommes de terre, betterave à sucre, lin à graine, bleuetières.

tation jugés comme représentatifs ont été retenus. Il y a quand même un peu de subjectivité dans le choix de ces coefficients, d'abord parce que l'on rencontre des valeurs assez différentes parfois selon les auteurs consultés, et ensuite parce que, pour certaines classes d'utilisation du sol, on ne retrouve à nulle part dans la littérature des mentions de coefficients. Dans ce dernier cas, les coefficients d'exportation ont été estimés d'après ce qu'on a cru être le mieux. Comme critères dans le choix des coefficients, mentionnons aussi la proximité géographique des régions étudiées par certains auteurs (ex.: Dillon et Kirchner (1974), étude de 34 bassins versants dans le sud de l'Ontario; Pacific Northwest Environmental Research Laboratory (1974), étude de 143 bassins du centre nord et du nord-est des Etats-Unis; Uttormark *et al.* (1974), étude de 30 bassins dont dix en Amérique du Nord). De plus, ces derniers travaux sont très récents.

- Affectation agricole active

D'après la description de la région étudiée (voir la section 3.1.2), à savoir principalement que ce sont surtout des roches sédimentaires que l'on y rencontre, cette catégorie n'a pas été subdivisée, comme ce l'est pour les forêts, en roches ignées et roches sédimentaires. De plus, vu les faibles superficies couvertes par cette utilisation relativement aux étendues forestières, l'erreur que l'on aurait pu faire en ne considérant qu'un "type" géologique, demeure négligeable. En effet, nous supposons que les zones à substrat igné sont inutilisées ou inutilisables pour l'agriculture.

Uttormark *et al.* (1974) mentionnent des coefficients avec une gamme de valeurs variant généralement de 0.01 à 0.1 g P/m<sup>2</sup>-an, pour une moyenne de 0.03. Armstrong *et al.* (1974) rapportent des valeurs moyennes de 0.024 g/m<sup>2</sup>-an pour un pâturage et prairie, et de 0.12 g/m<sup>2</sup>-an pour des terres

en jachère. Dillon et Kirchner (1974) déclarent, sur la base d'une moyenne d'ensemble, que l'exportation de phosphore total à partir de bassins sédimentaires à utilisation agricole entière ou presque, se situe à environ  $0.046 \text{ g/m}^2\text{-an}$ . La valeur de  $0.050 \text{ g/m}^2\text{-an}$  a ainsi été retenue à la lumière de ce qui précède.

- Marais, marécages

Uttormark *et al.* (1974) rapportent, sur la base de nombreuses études, que la complexité hydrologique et chimique des marais ou marécages a empêché à date l'établissement de bilans nutritifs. Certains terrains marécageux, toujours selon eux, agiraient comme des "condensateurs" qui emmagasinerait temporairement les nutriments pour les relâcher ultérieurement; mais, sur une base annuelle, il n'y aurait pas d'accumulation nette ni de libération nette de nutriments. On peut donc estimer à près de  $0.0 \text{ g/m}^2\text{-an}$  le coefficient d'exportation du phosphore pour cette catégorie d'utilisation du territoire.

- Surfaces d'eau

Patalas (1972) assume un coefficient de rétention de 0.85 pour tous les lacs qu'il étudie (cas des Grands Lacs notamment). Cela peut être dangereux; en effet, les coefficients qui sont calculés ici s'éloignent passablement de cette valeur, variant de 0.12 pour le lac Magog à 0.82 pour le petit lac Brompton; les valeurs les plus fréquemment rencontrées se situent autour de 0.5 à 0.6. En fait, dans ce travail, on a pris en compte les coefficients de rétention des lacs qui sont situés en amont des lacs étudiés (ex.: le lac Saint-François pour le lac Aylmer) et qui font partie de la présente étude. On ne considère donc pas l'ensemble des plans d'eau des bas-

sins (cf.: Tableau 9 - nombre de lacs) dans le calcul des charges de phosphore. Il faut cependant avoir à l'esprit que ces étendues d'eau, importantes ou non, agissent comme trappes potentielles vis-à-vis du phosphore. Pour l'interprétation des résultats obtenus, on devra examiner chaque cas suspect en particulier.

#### Affectation urbaine

Emery *et al.* (1973) mentionnent un coefficient d'exportation de phosphore total de  $0.015 \text{ g/m}^2\text{-an}$  à partir d'un bassin à utilisation urbaine dominante. Pour un même type d'affectation, Owen et Johnson (1966), travaillant en Ontario, rapportent des valeurs de  $1.37$  et  $1.66 \text{ g/m}^2\text{-an}$ , ce qui est très fort. Par contre, Sonzogni et Lee (1972) citent une valeur de  $0.11 \text{ g/m}^2\text{-an}$  lors d'une étude effectuée dans le bassin du lac Mendota au Wisconsin, alors que Weibel *et al.* (1969), travaillant en Ohio, mentionnent un chiffre de  $0.092 \text{ g/m}^2\text{-an}$ .

Plusieurs autres études ont été effectuées, concernant l'exportation de phosphore (phosphore total toujours). Ainsi Bryan (1970), qui a travaillé en Caroline du Nord, trouve un coefficient de  $0.12 \text{ g/m}^2\text{-an}$ , alors que Kluesener et Lee (1974) rapportent une valeur de  $0.11$ . Une étude extensive de l'écoulement urbain a été réalisée en Oklahoma par Avco Corp. (1970) sur 15 zones urbaines pour lesquelles on rapporte des coefficients variant de  $0.05$  à  $0.12 \text{ g/m}^2\text{-an}$  avec une valeur extrême de  $0.29$ .

Dans la première partie du travail (section 2.2.3), il est fait mention de l'importance du facteur érosion relativement à l'exportation de nutriments, dont le phosphore. En régions urbaines, ce facteur s'avère prépondérant et de loin. De fait, on y retrouve généralement une grande su-

perficie imperméable et souvent des systèmes d'égouts pluviaux. Ainsi l'écoulement de surface est intense et des quantités considérables de sol et de matières diverses sont érodées et transportées rapidement. L'écoulement urbain intègre donc une foule de "producteurs" de phosphore tels que l'érosion, les engrais à gazon, les animaux domestiques, le lessivage des feuilles, les additifs de la gasoline, etc. Tout cela fait que les régions urbaines, uniquement sur la base de leur superficie, sont souvent les plus grands exportateurs de phosphore. La valeur retenue de  $0.15 \text{ g/m}^2\text{-an}$  se justifie donc aisément.

#### Affectation forestière

Etant donné l'importance et la situation géographique des superficies forestières, une subdivision a été faite qui tient compte des effets du substrat géologique. Uttormark *et al.* (1974), suivant une revue des études consacrées à cette utilisation du sol, font état d'une plage de variation de  $0.001$  à  $0.086 \text{ g/m}^2\text{-an}$ , avec une valeur moyenne de  $0.027 \text{ g/m}^2\text{-an}$  (Bormann *et al.* (1968) au New-Hampshire; Cooke *et al.* (1973) en Ohio; Jaworski et Hetling (1970) sur le bassin de la rivière Potomac; Sylvester (1961) dans Washington; Viro (1953) en Finlande; etc). Plus près de nous, Dillon et Kirchner (1974), à partir d'une étude de quelque 43 bassins dont 34 dans le sud de l'Ontario, mentionnent des coefficients d'exportation moyens de phosphore de  $0.0047$  et  $0.0117 \text{ g/m}^2\text{-an}$ , selon qu'il s'agit de roches ignées ou sédimentaires. De plus, en ne considérant que les bassins du sud de l'Ontario, les coefficients moyens trouvés sont respectivement de  $0.0048$  et  $0.0107 \text{ g/m}^2\text{-an}$ .

Une revue de littérature faite par Dillon et Kirchner (1974) montre des coefficients d'exportation variant de  $0.0025$  à  $0.0193 \text{ g/m}^2\text{-an}$  de

phosphore total pour un substrat à roches ignées et de 0.0067 à 0.0122 g/m<sup>2</sup>-an dans le cas de roches sédimentaires.

Ainsi, les forêts exportent relativement peu de phosphore. De fait, l'écoulement de surface y est faible et partant, l'érosion du sol. Les forêts agissent comme tampons quant au cheminement du phosphore. Considérant ce qui précède, nous avons ainsi retenu les valeurs de 0.005 et de 0.012 g/m<sup>2</sup>-an pour l'exportation de phosphore à partir des forêts, selon qu'il s'agit de substrat à roches ignées ou sédimentaires.

#### Zones improductives

Il est difficile, voire même impossible, de retrouver à partir de la littérature, des valeurs d'exportation de phosphore pour ce type d'utilisation du sol. Rappelons-nous l'importance accordée à l'érosion dans le cheminement des apports d'éléments nutritifs. Sur la base des valeurs moyennes attribuées respectivement aux régions à affectations agricole et forestière, on est en droit de supposer que le coefficient d'exportation moyen de phosphore pour les zones improductives, se situe à quelque part à l'intérieur de ces limites respectives de 0.05 et 0.012 g/m<sup>2</sup>-an. De fait, la perte de nutriments varie selon le type, la densité et la stabilité (permanence) du couvert végétal et augmente avec une diminution de celui-ci. Considérant tout cela, la valeur de 0.025 g/m<sup>2</sup>-an a été retenue pour cette catégorie d'utilisation du sol.

#### 3.2.1.3 Calcul des apports de chaque classe

Pour chaque classe d'utilisation du territoire, le calcul des apports est fait en multipliant les coefficients d'exportation par la superficie relative de chacune de ces classes. Le chiffre des apports totaux en

provenance du sol ( $J_s$ ) ramené à la superficie du lac ( $A_0$ ) nous fournit donc la valeur de la charge spécifique à partir du sol ( $L_s$ ) (voir l'équation 3.5):

$$L_s = J_s/A_0 \quad (3.5)$$

De même, si on calcule le coefficient d'exportation moyen ( $\bar{E}_s$ ) pour un bassin donné, selon l'équation 3.6:

$$\bar{E}_s = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (E_s)_i \cdot \frac{A_i}{A_d} \quad (3.6)$$

où  $n$  = nombre de types d'utilisation du territoire;  $i$  = un indice relatif à chacun de ces types;  $\frac{A_i}{A_d}$  = la superficie relative de chacune des utilisations par rapport à l'ensemble du bassin versant (sans le lac).

On peut donc obtenir la valeur de la charge spécifique de phosphore en provenance du sol ( $L_s$ ) en multipliant la valeur de  $\bar{E}_s$  par le facteur d'environnement ( $f_u$ ), tel que décrit à la relation 3.7:

$$L_s = \bar{E}_s \cdot f_u \quad (3.7)$$

Rappelons que le facteur d'environnement ( $f_u$ ), introduit par Ohle (1965), se définit par la valeur du quotient entre la superficie du bassin versant et celle du lac.

La valeur du coefficient d'exportation moyen intègre donc l'utilisation du territoire et caractérise très bien chacun des bassins versants. On peut alors supposer pour des bassins comparables, sur la base de l'affectation du sol, que les coefficients d'exportation seront équivalents. Par exemple, la valeur de  $\bar{E}_s$  pour le bassin du lac Saint-François (0.0195 g/m<sup>2</sup>-an) est très près de celle du lac Aylmer (0.0189 g/m<sup>2</sup>-an); or l'utilisa-

tion du sol est très semblable dans les deux cas. La même chose se vérifie facilement dans le cas des lacs Montjoie ( $0.0118 \text{ g/m}^2\text{-an}$ ) et Bowker ( $0.0113 \text{ g/m}^2\text{-an}$ ), ainsi que pour les lacs Massawippi ( $0.0259 \text{ g/m}^2\text{-an}$ ) et Magog ( $0.0274 \text{ g/m}^2\text{-an}$ ) où l'affectation agricole est plus importante que pour les cas précédents.

Rappelons-nous ici de ce qui a déjà été mentionné à la section 2.4.2 (modèle II de Vollenweider). On y affirme que le modèle II de Vollenweider ne ferait pas la distinction trophique pour des bassins comparables sur la base de leur utilisation du territoire seule. Ainsi, dans ce modèle, les lacs Aylmer et Saint-François qui ont des coefficients d'exportation moyens très voisins ainsi que des taux de ruissellement moyen à long terme comparables vu qu'ils se situent dans la même région géographique, se situent au même niveau trophique si on ne considère que les apports en provenance du sol. Toute différence est attribuable aux apports dus à l'activité humaine, toujours selon ce modèle II de Vollenweider, tel que mentionné à la section 2.4.2.

#### 3.2.1.4 Apports de la population humaine

La méthode pour calculer les apports de phosphore dus à la population humaine est empruntée à Dillon et Rigler (1975), lesquels ont travaillé sur des lacs du sud de l'Ontario; elle est quelque peu modifiée cependant. D'abord, pour les dix lacs du bassin de la rivière Saint-François, les données de population par sous-bassin avaient déjà été compilées par le MRN-Qualité, en tenant compte de la population permanente et de la population saisonnière. Pour les quatre lacs du bassin de la rivière Yamaska, les décomptes de population ont été effectués à partir des cartes topographiques au 1: 50,000, du Répertoire des municipalités de la province de Québec (1974),

et suivant les communications avec les secrétaires des municipalités en cause (particulièrement utiles relativement à la population saisonnière). Voici la formule utilisée:

$$J_c = \{[(0.71 \times N_c + B) \times 0.8 \times 0.75] + A \times 0.8\} \times 1000. \quad (3.8)$$

où  $J_c$  sont les apports de phosphore venant de la population humaine, en g/an. Pour obtenir la charge spécifique due à la population ( $L_c$ ), on divise par la superficie du lac ( $A_o$ ), tel que montré à la relation 3.9:

$$L_c = \frac{J_c}{A_o} \quad (\text{g/m}^2\text{-an}) \quad (3.9)$$

Les termes de l'équation 3.8 se définissent comme suit:

La valeur 0.71 exprime l'occupation des chalets sur une base annuelle. On suppose que par chalet, il y a 260 capita-jours par année ou 0.71 capita-année par année d'occupation, soit que quatre personnes habitent un chalet pendant 65 jours chacune ou 260 jours au total. On peut ainsi calculer le nombre de capita-années par année passées au chalet en multipliant le nombre de chalets ( $N_c$ ) par 0.71. Pour la population permanente, il y a autant de capita-années d'occupation par année qu'il y a de personnes. On n'a donc pas de facteur de correction à introduire dans ce cas.

$N_c$  = le nombre de chalets.

$B$  = la population permanente sans égout (fosses septiques alors en général).

$A$  = la population permanente raccordée sur un réseau d'égout.

La quantité 0.8 (kg) représente l'estimé de la quantité de phosphore produite annuellement à partir des sources domestiques; cette valeur, suggérée par Dillon et Rigler (1975) pour l'Amérique du Nord, comprend les apports physiologiques de base avec en plus ceux des déchets domestiques (y compris les détergents).

Le facteur 0.75 est relié à la qualité des fosses septiques. Il représente donc la proportion de phosphore non retenu par celles-ci. Le coefficient de rétention ( $R_s$ ) des fosses septiques est alors de 0.25. L'attribution de cette valeur à  $R_s$  a été retenue après consultation des spécialistes du MRN-Qualité. Ainsi la qualité moyenne des fosses septiques serait médiocre.

Brandes *et al.* (1974) citent des valeurs de  $R_s$  variant de 0.01 à 0.88 selon les caractéristiques du sol environnant. L'efficacité de l'élimination du phosphore dépend du type et de la profondeur du sol autour ainsi que de la distance au lac. Cependant, selon Dillon et Rigler (1975), on doit supposer dans beaucoup de cas que tout le phosphore atteint éventuellement le lac considéré de sorte que l'efficacité résultante serait très faible sinon nulle. Uttormark *et al.* (1974) affirment par contre que la rétention de phosphore des fosses septiques varie de près de 100% dans les sols argileux à près de 0% pour les vieilles installations dans le sable fin (il peut s'agir ici de rétention à court terme). On retrouve dans l'Annexe 3, pour chaque lac, les valeurs utilisées pour chacun des termes de l'équation 3.8.

Dans l'établissement des apports provenant des fosses septiques, la même contribution est attribuée à une population éloignée d'un lac qu'à une population située plus près. Si la population limitrophe au lac est re-

liée à un égout, les charges calculées seront moins importantes (à conditions que les émissaires d'égouts aboutissent en aval du lac; sinon, elles seront plus importantes). De plus, compte tenu d'un rendement maximum de quelque 30% (valeur habituellement admise: D. Couillard, INRS-Eau, communication personnelle) d'élimination du phosphore pour un traitement à boues activées avec décantation primaire, et compte tenu du fait qu'aucune des municipalités considérées ne fait de traitement secondaire suivi d'une décantation, l'erreur ainsi commise en négligeant le phosphore possiblement éliminé est minime; on considère donc les eaux résiduaires non traitées.

### 3.2.1.5 Apports atmosphériques

La charge de phosphore due aux précipitations peut parfois être importante. Dillon et Rigler (1975) recommandent le chiffre de 0.075 g P/m<sup>2</sup>-an pour les lacs du sud de l'Ontario, bien qu'ils soient conscients qu'il puisse y avoir une erreur aussi forte que 100%. Kenton et Markello (1974), travaillant sur six lacs de l'état de New-York (voisin des bassins étudiés ici), obtiennent des résultats indiquant que la charge spécifique de phosphore due aux précipitations est généralement faible, soit de 0.013 à 0.036 g/m<sup>2</sup>-an.

Uttormark *et al.* (1974) considèrent les précipitations comme des vecteurs de transport du phosphore, au même titre que les eaux souterraines, qui ont pour effet d'acheminer au lac des apports en phosphore. Kluesener (1972) trouve au Wisconsin que la contribution en phosphore des retombées sèches représente plus de trois fois celle des retombées humides. Dans un autre ordre d'idées, Barica et Armstrong (1971) mentionnent, dans leur étude faite au Canada, que l'apport en phosphore dû à la neige est considérable et parfois beaucoup plus fort que celui dû aux pluies. Dans le

nord de l'Angleterre, Gore (1968) rapporte des valeurs de charge spécifique moyenne, sur six ans, de  $0.08 \text{ g/m}^2\text{-an}$ .

Une étude conjointe, effectuée en 1974 et 1975 par l'INRS-Eau et le MRN-Qualité, a porté sur la chimie des précipitations à vingt stations météorologiques dans le bassin versant de la rivière Yamaska (MRN-INRS, 1976). On a ainsi calculé pour ce bassin les charges de phosphore total à partir du produit des concentrations médianes et des précipitations moyennes (soit la variable  $L_{pr}$ ). Les retombées sèches de la période estivale auraient une grande importance sur les concentrations en phosphore dans les eaux atmosphériques. Par contre, on constate une diminution du phosphore total au cours de la période hivernale. Notons que les mois de juillet et août contribuent pour quelque 45 à 50% de la charge annuelle de phosphore. Le Tableau 11 montre la variation des apports au cours d'une année de relevés. La valeur de  $0.038 \text{ g P/m}^2\text{-an}$  a été retenue pour les fins de cette étude.

Par rapport à la charge totale en phosphore, celle due aux précipitations apparaît donc souvent très faible. Schraufnagel *et al.* (1967) estiment ainsi que cette proportion ne représente que 1.2% dans les eaux du Wisconsin. La variation spatiale des charges de phosphore est intéressante à constater. Ainsi, Allen *et al.* (1968) rapportent des valeurs différentes selon le site d'échantillonnage, telles que  $0.08 \text{ g/m}^2\text{-an}$  pour une forêt de conifère,  $0.02 \text{ g/m}^2\text{-an}$  pour un marécage, etc. Donc à retenir d'abord que les charges de phosphore varient et dans l'espace et dans le temps, et enfin, pour des lacs où la valeur du facteur d'environnement ( $f_u$ ) est faible, que les apports dus aux précipitations peuvent devenir très importants.

**TABLEAU 11:** Apports mensuels en phosphore en provenance des précipitations dans le bassin de la rivière Yamaska (tiré de MRN-INRS, 1976).

Période		Phosphore total (kg/km <sup>2</sup> )
mois	année	
11	- 74	2.22
12	- 74	1.19
1	- 75	1.02
2	- 75	0.76
3	- 75	1.37
4	- 75	1.78
5	- 75	3.02
6	- 75	1.79
7	- 75	12.4
8	- 75	5.55
9	- 75	2.75
10	- 75	1.77
Total		37.6
Charge spécifique		0.0376 g/m <sup>2</sup> -an

### 3.2.1.6 Apports en provenance du (ou des) lac (s) en amont

A l'aide de la formule suivante (voir l'équation 3.10), on peut calculer les charges spécifiques de phosphore provenant d'un ou de plusieurs lac (s) situé (s) en amont du lac considéré.

$$L_a = (1-R_a) L_{p_a} \frac{A_o(a)}{A_o} \quad (3.10)$$

où  $R_a$  = coefficient de rétention du lac situé en amont;  $L_{p_a}$  = la charge spécifique de phosphore calculée pour ce lac situé en amont (en g P/m<sup>2</sup>-an);  $\frac{A_o(a)}{A_o}$  = le rapport de la superficie du lac en amont sur celle du lac considéré (valeur adimensionnelle).

Cette relation est tirée de la formule proposée par Patalas (1972) pour prédire les charges de phosphore des grands lacs laurentiens.

Pour bien comprendre ce qui a été pris en compte dans le calcul des apports en provenance des lacs situés en amont, examinons le schéma illustré ci-après (Figure 11). On y trouve quatre lacs dont deux (lacs 1 et 2) sont à étudier. Ces deux lacs, dont les bassins versants sont délimités en pointillé, sont traités différemment quant au calcul des apports en phosphore venant du ou des lac (s) en amont. Les lacs 3 et 4 ne sont pas étudiés, c'est-à-dire qu'on ne possède pas suffisamment de données pour calculer leurs charges spécifiques totales de phosphore ou bien que leurs données morphométriques et/ou hydrologiques sont incomplètes, sinon absentes. Dans le calcul des apports au lac 2, on ne peut donc tenir compte des lacs 3 et 4. Idéalement, on devrait calculer pour ces derniers, la charge spécifique ainsi que le coefficient de rétention afin de tenir compte de l'effet de trappage des nutriments et donc afin de connaître les charges sortantes.

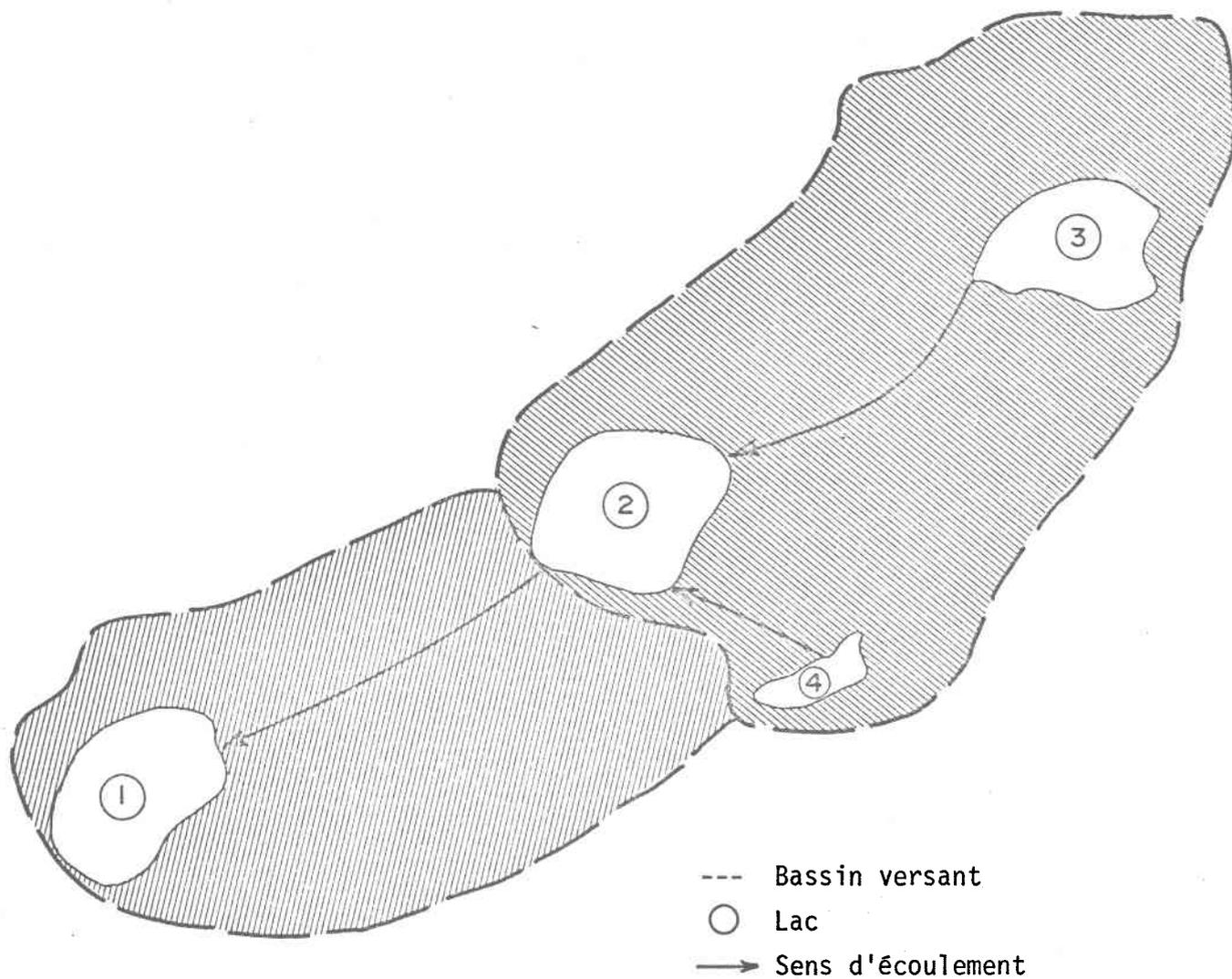


FIGURE 11 - Schéma explicatif servant au calcul des apports en phosphore en provenance de lac(s) situé(s) en amont.

Lacs ① et ② étudiés

Lacs ③ et ④ non étudiés

Les apports calculés pour le lac 2 seraient vraisemblablement surestimés.

Dans le cas du lac 1 par contre, on tient compte du lac 2 qui en est un étudié. Connaissant la rétention de phosphore du lac 2 ainsi que sa charge spécifique totale de phosphore, on est en mesure de connaître la charge évacuée de ce lac ( $(1-R) L_{p_a}$ ); et on peut alors calculer la charge spécifique du lac 1 en provenance du lac 2.

### 3.2.1.7 Charges spécifiques globales de phosphore total

La charge spécifique globale de phosphore total ( $L_p$ ) intègre donc quatre valeurs définies selon la relation 3.11:

$$L_p = L_s + L_c + L_a + L_{p_r} \quad (3.11)$$

- où:  $L_s$  = charge spécifique à partir de l'utilisation du territoire;  
 $L_c$  = charge spécifique en provenance de la population;  
 $L_a$  = charge spécifique en provenance du (ou des) lac (s) en amont;  
 $L_{p_r}$  = charge spécifique à partir des précipitations.

Dans la dernière partie de ce travail, sur la base des charges spécifiques calculées selon la méthode traditionnelle ainsi décrite (de même que d'après la méthode de l'INRS-Eau abordée ci-après), nous situons les lacs dans les modèles de Vollenweider et de Dillon et nous confrontons les prévisions avec les observations de l'état trophique de chacun des lacs.

## 3.2.2 Approche de l'INRS-Eau

### 3.2.2.1 Description du modèle d'apports

Cette approche s'inspire du modèle d'apports développé par l'INRS-Eau conjointement avec le MRN-Qualité, et mis au point sur les bassins des

rièrès Yamaska et Saint-François. Ce modèle exploite la relation existant entre les charges rejetées sur un bassin et l'enrichissement de l'eau en substances nutritives. Il implique d'abord la simulation du cheminement des substances nutritives (en particulier le phosphore) de leur origine au milieu aquatique, et ensuite l'établissement des bilans globaux de ces substances aux plans d'eau considérés.

Le territoire est divisé en carreaux (parcelles) de 10X10 km et subdivisé en carreaux partiels d'après le sens des écoulements (voir les Cartes 3 et 4). On a déterminé le phosphore total et l'azote total sur des échantillons d'eau prélevés mensuellement, sur une période de deux ans (1973-1975), à 36 stations sur les rivières Yamaska et Saint-François. Les charges saisonnières de nutriments ont été évaluées en interpolant les concentrations entre les dates d'échantillonnage et en multipliant ces concentrations interpolées par les débits journaliers générés aux stations d'échantillonnage selon un modèle hydrophysiographique.

Le modèle d'apports est basé sur le calcul des exportations de phosphore à partir des diverses utilisations du territoire. On a pris en compte la nature des sources ou producteurs de nutriments; c'est ainsi qu'on a identifié les sources ponctuelles (ex.: égouts municipaux, rejets industriels) et diffuses (ex.: l'agriculture) en substances nutritives. Pour chacune de ces sources, on a fait la distinction entre apports réels (totalement transférés au milieu aquatique) et apports potentiels (non totalement transférés). On a donc considéré les apports dus à la population humaine (avec et sans égout), aux populations animales, aux surfaces fertilisées ainsi qu'aux surfaces forestières. Les apports en provenance des industries ne sont pas pris en compte dans la version du modèle que nous avons u-

tilisée. Ainsi, cette deuxième méthode de calcul des charges se rapproche-t-elle de la méthode traditionnelle sur ce point. De toute façon, les industries s'avèrent plutôt rares dans les bassins étudiés.

Dans le Tableau 12, on a classifié les apports spécifiques de phosphore selon diverses sources. L'apport réel se définit donc comme un apport direct au plan d'eau considéré, alors que l'apport potentiel en est un dont une partie seulement chemine au lac ou à la rivière. En provenance de la population humaine, l'apport en phosphore implique deux "origines" différentes: l'apport physiologique (1.4 g/jour-habitant) et l'apport des détergents (1.5 g/jour-habitant). Etant donné la réduction de l'emploi du phosphore dans les détergents depuis quelques années, l'apport réel se situera entre les limites de 1.4 et 2.9 g/jour-habitant.

Le modèle d'apports repose sur des hypothèses de base importantes. D'abord, on assume que la densité de drainage est suffisamment élevée pour que la contribution en phosphore d'une source diffuse atteigne les eaux de surface à l'intérieur de son unité de drainage originale (parcelle). On suppose aussi que toutes les contributions sont additives. De plus, sur une base annuelle, on considère la charge en phosphore comme conservative, une fois la rivière atteinte. On considère encore les deux bassins versants étudiés comme homogènes du point de vue géomorphologique, étant donné le manque de données géologiques. En raison de la grandeur des carreaux (10 X 10 km), on obtient des résultats plus précis dans le calcul des apports en phosphore dans le cas de lacs dont le bassin versant intègre plusieurs carreaux entiers et/ou partiels (unités de drainage); il est à noter que les bassins des lacs étudiés contiennent des nombres d'unités de drainage très variables, comme on peut le voir ci-dessous. Enfin on sup-

**TABEAU 12:** Apports spécifiques de phosphore selon diverses sources (tiré de MRN-INRS, 1975).

	Producteur	Type d'apports	Apports de Phosphore
Apports naturels	Lacs-pluie sur le lac	réels	0.02 kg/jour-km <sup>2</sup>
	Forêts-ruissellement	réels	0.09 kg/jour-km <sup>2</sup>
	Marécages-ruissellement	réels	-
	Sol nu-pluie sur le sol nu	potentiels	0.02 kg/jour-km <sup>2</sup>
Apports de la population humaine	Population avec égout	réels	1.4-2.9 g/jour-habitant
	Population sans égout	potentiels	1.4-2.9 g/jour-habitant
Apports de la population animale	Bovins	potentiels	33.6 g/jour-animal
	Porcs	potentiels	9.5 "
	Moutons	potentiels	4.4 "
	Poulets	potentiels	0.7 "
	Chevaux	potentiels	23.1 "
Apports des engrais chimiques	Blé	potentiels	9.4 kg/jour-km <sup>2</sup> fertilisé
	Avoine	potentiels	9.4 "
	Orge	potentiels	12.0 "
	Fruits de vergers	potentiels	7.1 "
	Petits fruits	potentiels	28.0 "
	Pâturage défriché	potentiels	9.1 "
	Foin cultivé	potentiels	9.1 "
	Maïs - grain	potentiels	13.0 "
	Tabac	potentiels	18.0 "
	Patates	potentiels	23.0 "
	Betteraves	potentiels	24.0 "
	Légumes	potentiels	12.0 "
Autres	potentiels	11.0 "	

pose l'utilisation générale du territoire constante sur une base de temps donnée, soit depuis le dernier recensement fédéral de 1971 (Statistiques-Canada, 1971).

Lac	Nombre d'unités de drainage dans le bassin
Aylmer	13
Bowker	1 (1)*
Brompton	3 (1)
Lovering	2 (1)
Magog	7 (2)
Massawippi	23
Montjoie	1 (1)
Petit Brompton	1 (1)
Saint-François	31
Stukely	1 (1)
Boivin	6 (3)
Brome	6 (1)
Roxton	1 (1)
Waterloo	1 (1)

#### 3.2.2.2 Approche adoptée

La première étape a été de situer les bassins versants lacustres dans les bassins des rivières Yamaska et Saint-François. Les cartes, 1, 2, 3 et 4 font voir les délimitations effectuées et les carreaux entiers et partiels qui s'y trouvent (cf.: section 3.1.1). Ceux-ci ont été identifiés clairement afin de compiler par la suite les productions de phosphore

\* Nombre d'unités de drainage non complètes.

que l'on retrouve dans l'Annexe 4 pour chacun des bassins versants. Rappelons que chaque type de production se définit par les apports réels ou les apports potentiels. On affecte donc chacun de ces deux types d'apports d'un coefficient de transfert distinct, soit 1.0 pour les apports réels et 0.05 pour les apports potentiels. Ce dernier coefficient, correspondant à une moyenne annuelle, découle des résultats des travaux conjoints de l'INRS-Eau et du MRN-Qualité (MRN-INRS, 1976).

Dans le cheminement du phosphore de l'amont vers l'aval, on tient compte du ou des lac (s) situé (s) en amont de la même façon que dans la première méthode, c'est-à-dire en utilisant la formule 3.10 précédente décrite à la section 3.2.1.6 et selon le schéma de la Figure 11.

Chaque bassin versant lacustre, délimité sur les cartes 1, 2 et 4, ne comprend que le bassin immédiat, c'est-à-dire la portion de territoire à partir de l'exutoire du lac en amont jusqu'à son propre exutoire, tel qu'illustré sur la Figure 11, dans le cas du lac 1 notamment. La charge en provenance du lac en amont intègre donc le bassin versant de celui-ci. Pour un lac situé à la tête du bassin du cours d'eau principal (ex.: lacs Brome, Roxton, Waterloo; Bowker, Lovering, Massawippi, Montjoie, Petit Brompton, Saint-François et Stukely), on n'a évidemment pas à se préoccuper de la charge du lac en amont.

Par contre, sachant que tous les petits lacs ou étangs agissent comme pièges à phosphore, on est en droit de supposer que les charges calculées seront surestimées plus ou moins grandement si l'on songe au nombre de plans d'eau (voir le Tableau 9: nombre de lacs) qui se trouvent dans chacun des bassins étudiés. Cependant, le modèle d'apports ayant été calibré sur le bassin versant entier (y compris tous les lacs qui s'y trouvent),

il est en quelque sorte déjà "ajusté" pour tenir compte des lacs. Dans une étude beaucoup plus raffinée, on pourrait attribuer un coefficient de rétention à tous ces petits lacs en ayant soin de délimiter leurs propres bassins versants. Pour un lac principal (ex.: lac Saint-François), la charge spécifique à partir de l'utilisation du territoire ( $L_s$ ) pourrait être connue avec une bonne précision, mais cela exigerait un travail laborieux et quand même sujet à de grosses erreurs étant donné la grandeur des carreaux (10 X 10 km) comparativement à celle des bassins versants des lacs.

En dernière étape, il reste à sommer les apports affectés de leur coefficient de transfert propre, et enfin à calculer la charge spécifique de phosphore ( $L_p$ ) au lac. On pourra alors situer les lacs dans les modèles de Vollenweider et de Dillon sur la base des charges calculées d'après cette deuxième méthode; on pourra aussi comparer les charges spécifiques calculées selon les deux méthodes exposées. C'est ce qu'on aborde dans le chapitre suivant.

## Chapitre 4

## Chapitre 4

### 4 Résultats et discussion

#### 4.1 Comparaison des trois modèles de prévision

##### 4.1.1 Modèle I de Vollenweider

Examinons d'abord le premier modèle de Vollenweider, celui qui tient compte de la charge spécifique de phosphore total et de la profondeur moyenne (Figures 12a et 12b), selon les deux méthodes de calcul d'apports. La première constatation qui en ressort en est que la plupart des 14 lacs étudiés se situent dans la catégorie eutrophe (soient 10 sur 14). Cependant, selon l'évaluation de leur niveau trophique (cf.: cote trophique du Tableau 13) on s'attendrait à ce que la plupart des lacs présents se classent en deçà de la limite dangereuse, c'est-à-dire, plus près de l'espace mésotrophe. Les cas les plus aberrants sont représentés par les lacs Aylmer et Saint-François dans le bassin versant de la rivière Saint-François, et dont les cotes trophiques respectives se situent à 5.1 et 4.5, soit bien en deçà de la cote trophique dangereuse (que l'on peut fixer à près de 7). Or ces deux lacs, indépendamment des deux méthodes de calcul d'apports, s'avèrent très eutrophes dans l'espace de Vollenweider. De façon moins prononcée, on remarque un écart considérable entre l'évaluation de l'état trophique du lac Lovering (évalué eutrophe) et le calcul de sa cote trophique égale à 5.6, soit mésotrophe moyen.

Dans le bassin de la rivière Yamaska, des cas aberrants sont re-

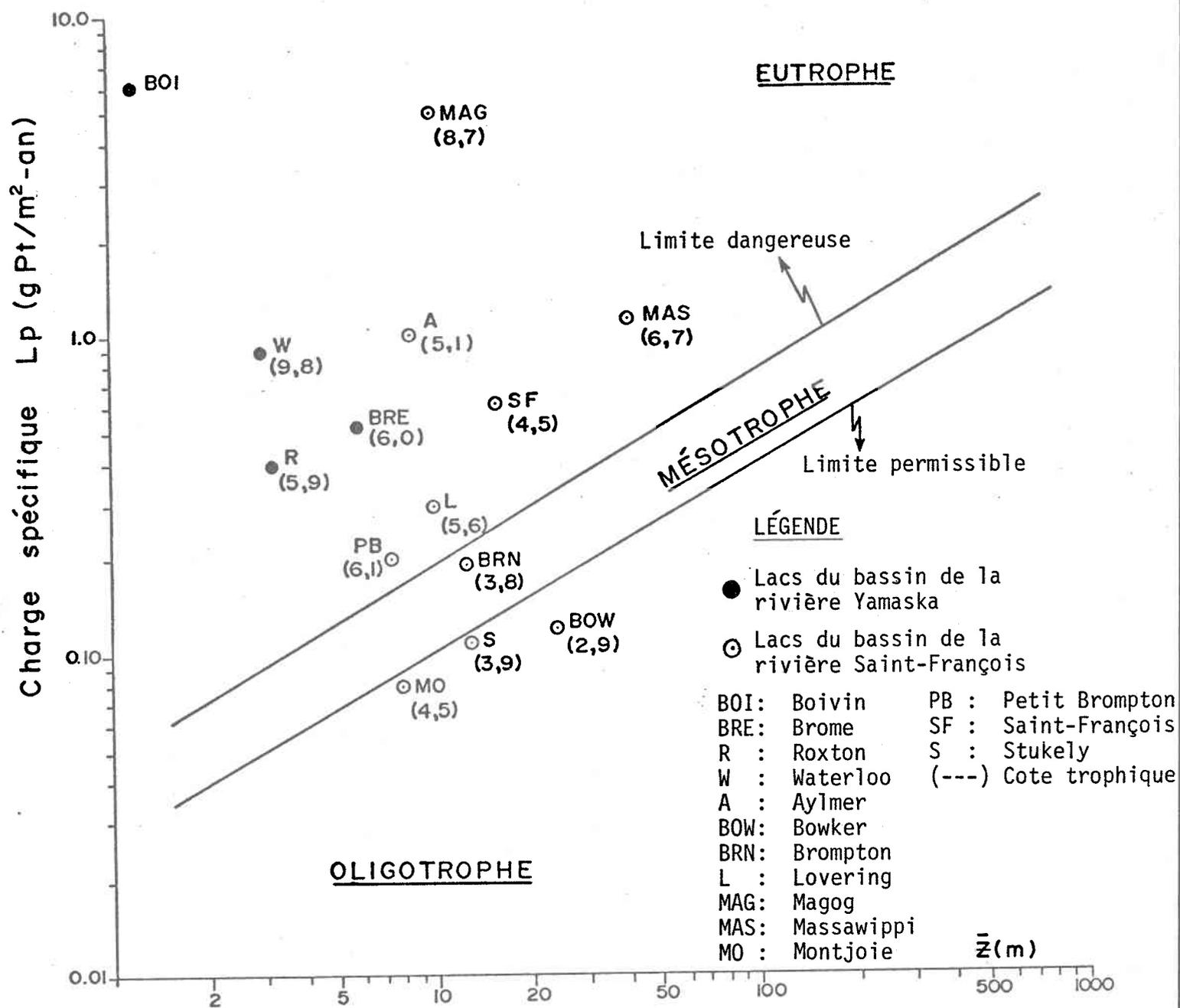


FIGURE 12 a - Charges spécifiques de phosphore total par rapport à la profondeur moyenne - méthode traditionnelle de calcul d'apports. Modèle I de Vollenweider.

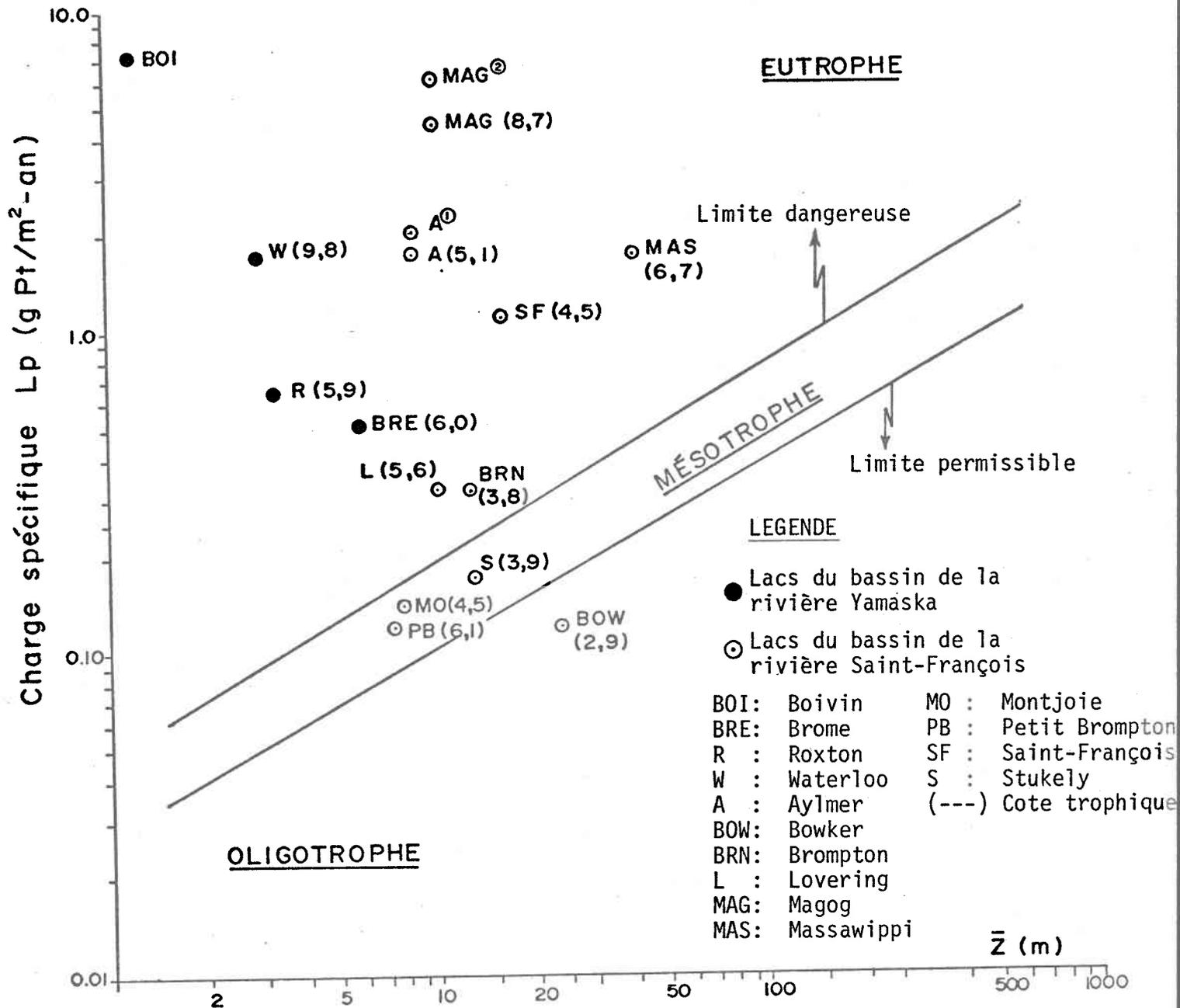


FIGURE 12 b - Charges spécifiques de phosphore total par rapport à la profondeur moyenne - méthode de calcul d'apports de l'INRS-Eau - Modèle I de Vollenweider.

- ① Selon les apports mesurés à la station de mesure 03022A
- ② Selon les apports mesurés à la station de mesure 03021S

présentés par les lacs Brome et Roxton dont les cotes trophiques respectives de 6.0 à 5.9, les situeraient mésotrophes avancés alors qu'on les retrouve très eutrophes selon le modèle I de Vollenweider, indifféremment avec les deux méthodes de calcul d'apports. En fin de compte, il semble que le modèle I de Vollenweider estime de façon grossière l'état trophique de la plupart des lacs étudiés ici (à part les cinq cas aberrants mentionnés ci-dessus). Cependant, les écarts considérables observés suggèrent fortement que l'on devrait prendre en considération d'autres variables représentatives de la situation trophique d'un lac (ex.:  $\rho$ ,  $\sigma$ , R).

#### 4.1.2 Modèle II de Vollenweider

La position des lacs dans le modèle amélioré de Vollenweider ( $L_p$  vs  $q_s$ ) montre des changements appréciables quant à leur position trophique (cf.: Figures 13a et 13b). Remarquons d'abord la tendance générale de l'ensemble des lacs vers l'espace oligotrophe (c'est-à-dire: déplacement vertical vers l'axe des abscisses). Ainsi, selon la méthode traditionnelle de calcul d'apports de phosphore (Figure 13a), on retrouve cinq lacs dans la zone menacée (zone mésotrophe), comparativement à un seul avec le modèle I, et cinq autres dans la zone oligotrophe comparativement à trois selon le premier modèle. Avec la méthode de l'INRS-Eau (Figure 13b), la même tendance s'observe, mais de façon moins marquée, c'est-à-dire que l'on retrouve quatre lacs dans l'espace oligotrophe et trois dans la zone menacée. Il est intéressant de constater le déplacement de la position des lacs Aylmer, Saint-François, Lovering, Brome et Roxton (les cas aberrants mentionnés ci-dessus) en particulier, lesquels cadrent beaucoup mieux avec l'évaluation de leur état trophique calculé et que l'on suppose vraisemblable. Cela est particulièrement vrai avec la méthode traditionnelle, comme il en est question plus

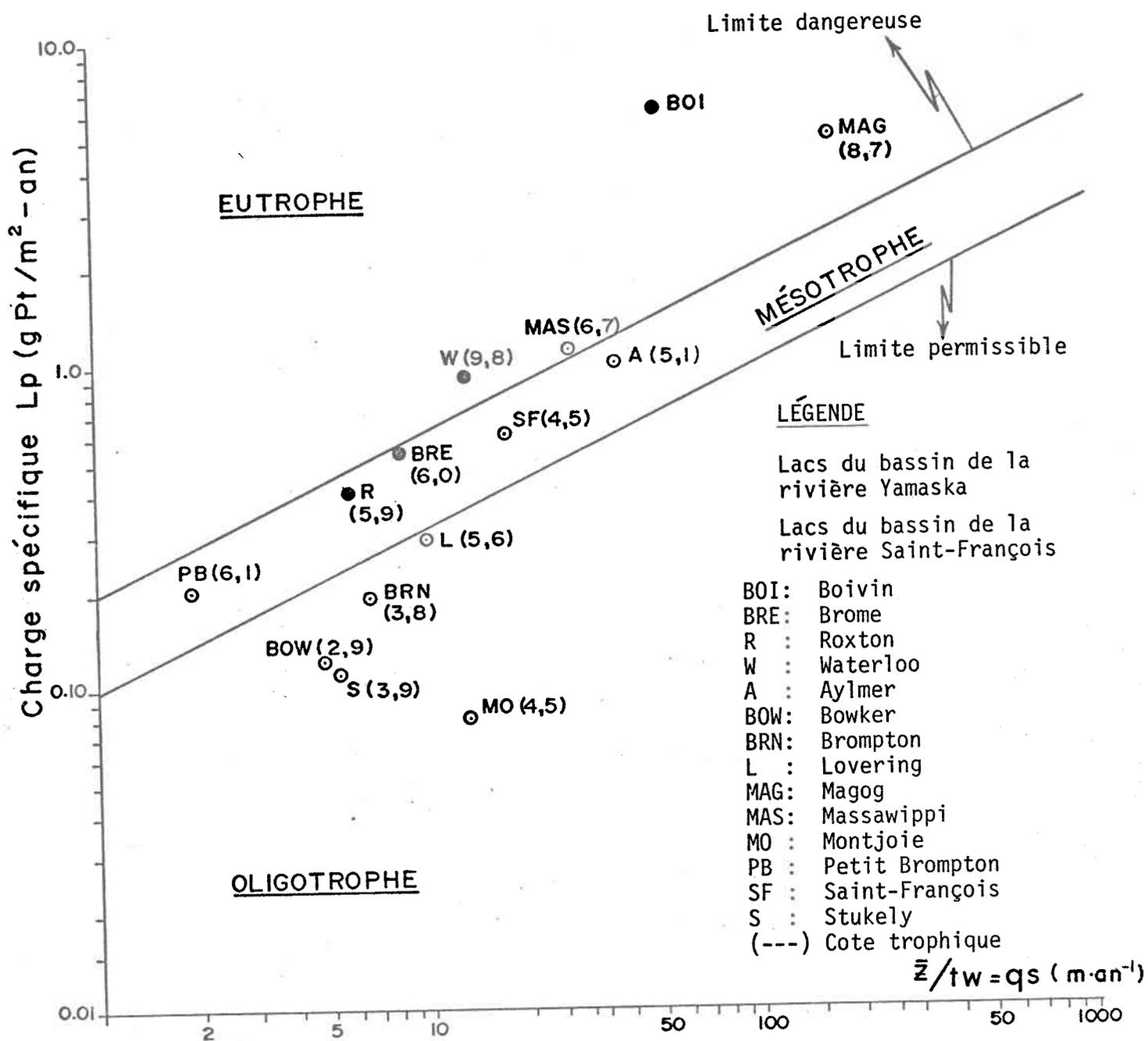


FIGURE 13 a - Charges spécifiques de phosphore total par rapport à la vitesse d'apport de l'eau par unité de surface - méthode traditionnelle de calcul d'apports. Modèle II de Vollenweider.

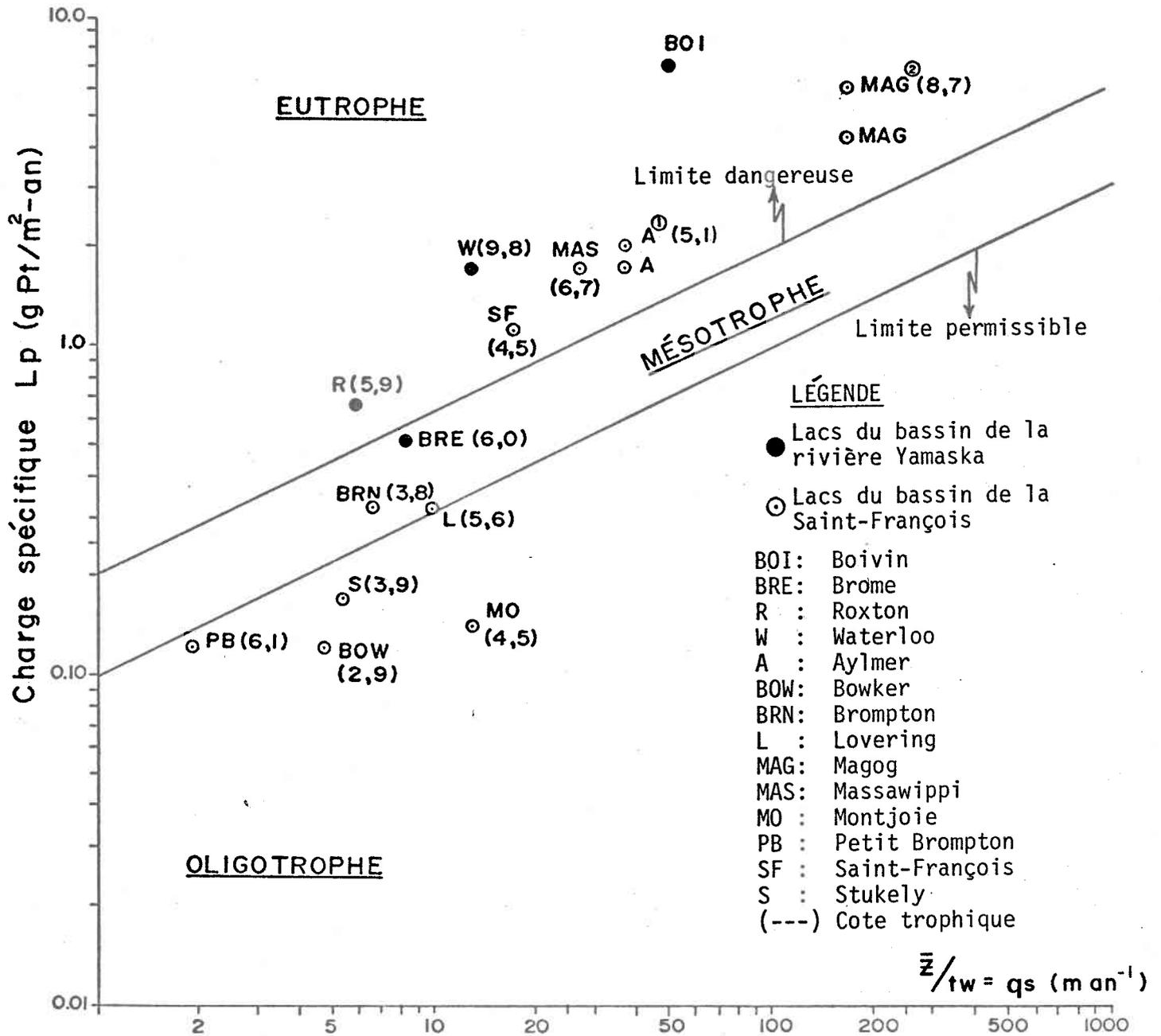


FIGURE 13 b - Charges spécifiques de phosphore total par rapport à la vitesse d'apport de l'eau par unité de surface - méthode de calcul d'apports de l'INRS-Eau - Modèle II de Vollenweider.

- ① Selon les apports mesurés à la station de mesure 03022A  
 ② Selon les apports mesurés à la station de mesure 03021S

loin.

Par ailleurs, selon le modèle II, au moins trois lacs (Lovering, Montjoie et Stukely) ne cadrent pas très bien sinon pas du tout avec l'évaluation de leur état trophique, et ce avec l'une ou l'autre méthode de calcul d'apports. C'est une constatation. Cependant, tel que mentionné à la section 2.4.2, on ne discutera pas en profondeur de la position des lacs dans le modèle II, étant donné les faiblesses de celui-ci par rapport au modèle III décrit ci-dessous.

#### 4.1.3 Modèle III de Dillon

Avant d'aller plus loin dans l'interprétation des résultats, voyons comment se comportent les lacs dans le modèle III de Dillon ( $L(1-R)/\rho$  vs  $\bar{Z}$ ) sur les Figures 14a et 14b. Particulièrement avec la méthode traditionnelle de calcul d'apports, on remarque qu'en général, la position des lacs cadre bien et même très bien avec l'évaluation de leur état trophique. On retrouve, selon la méthode traditionnelle, six lacs dans la zone eutrophe, cinq dans la zone mésotrophe (c'est-à-dire entre les concentrations limites de 10 et 20 mg P/m<sup>3</sup>) et enfin trois dans la zone oligotrophe. Par contre, avec la méthode de l'INRS-Eau, on retrouve huit lacs classés eutrophes, quatre mésotrophes et deux oligotrophes.

Le cas du lac Montjoie s'avère aberrant. En effet, malgré sa cote trophique de 4.5, sa position dans le modèle III se situe dans la zone oligotrophe, sinon ultraoligotrophe. Si l'on accepte que le modèle III est le meilleur modèle de prévision de l'état trophique d'un lac (voir la section 2.4.3), on se doit d'expliquer cet écart. Rappelons que, selon une des hypothèses de base énoncées précédemment (voir la section 2.5), certains ap-

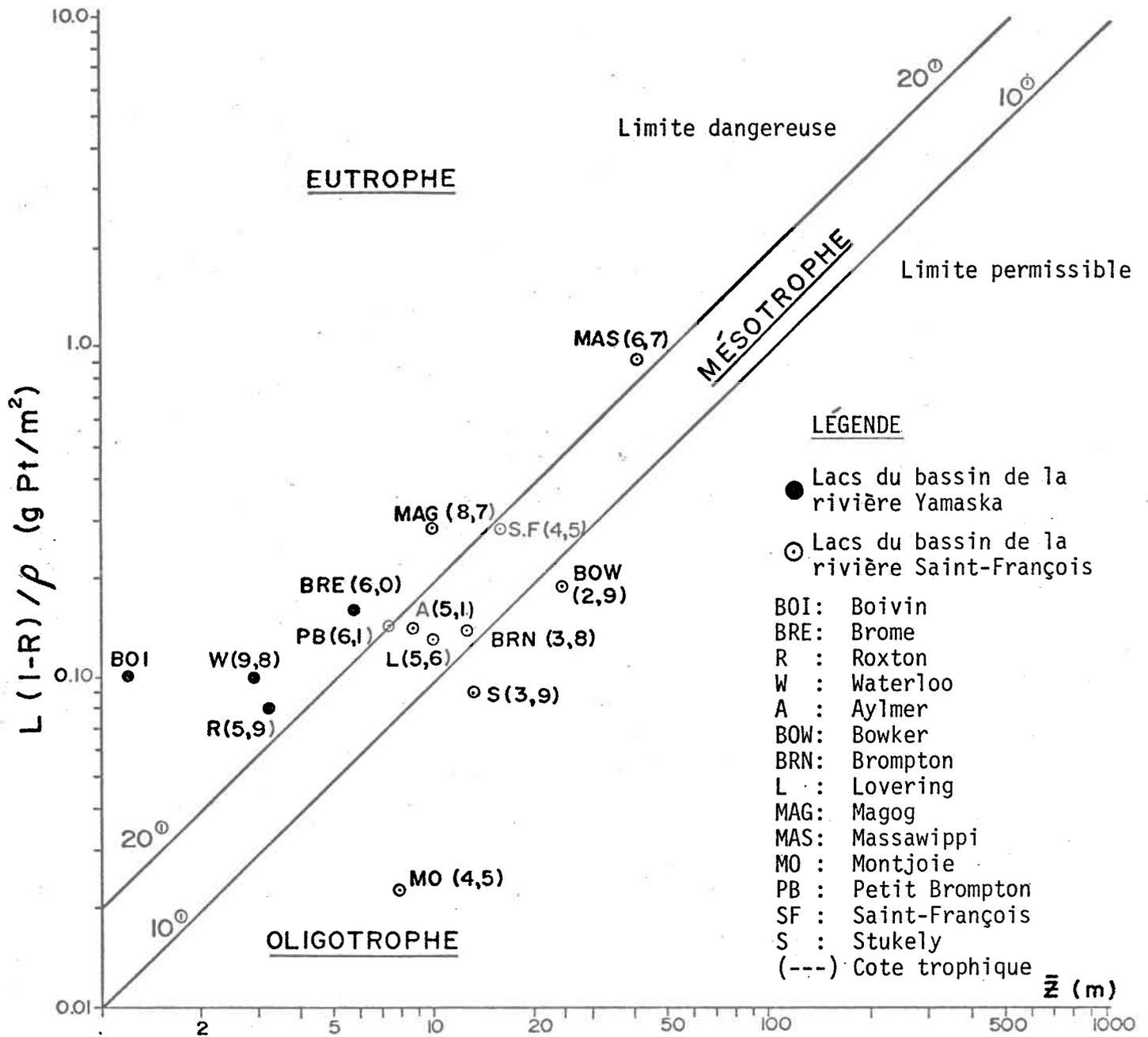


FIGURE 14 a - Prévisions de l'état trophique des lacs à partir de leur concentration prédite de phosphore total au brassage printanier-méthode traditionnelle de calcul d'apports Modèle III de Dillon.

① Selon le tableau 16

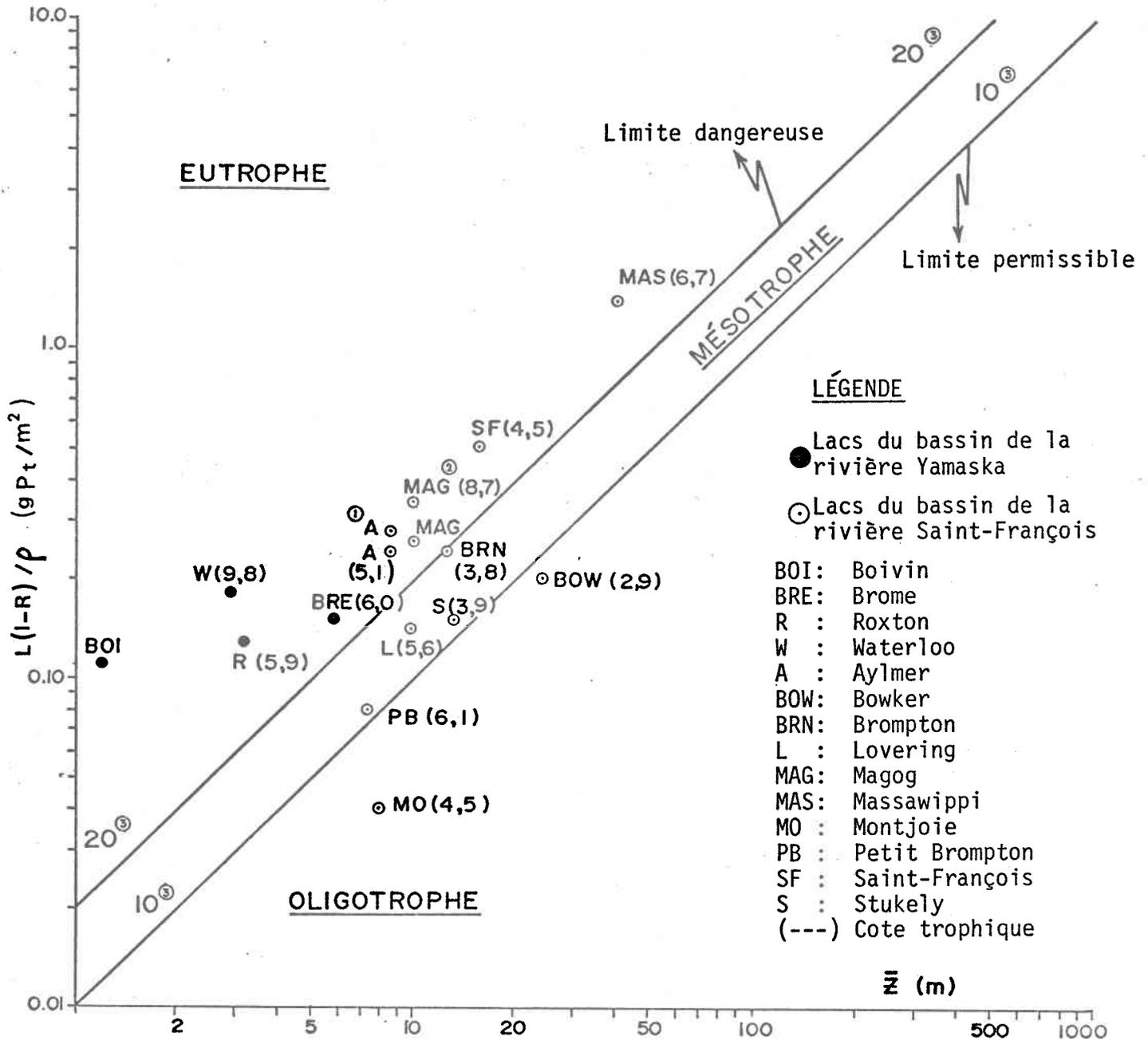


FIGURE 14 b - Prévion de l'état trophique des lacs à partir de leur concentration prédite de phosphore total au brassage printanier-méthode de calcul d'apports de l'INRS-Eau, Modèle III de Dillon.

- ① Selon les apports mesurés à la station de mesure 03022A
- ② Selon les apports mesurés à la station de mesure 03021S
- ③ Selon le tableau 16

ports de phosphore ne sont pas considérés, tels ceux provenant des eaux souterraines ou encore des sédiments de fond. De fait, on est en droit de se demander si la charge interne du lac Montjoie est suffisamment importante pour que le modèle ne soit pas satisfaisant. Ainsi, on peut constater dans l'Annexe 2, que le lac est stratifié au point de vue thermique, ce que le modèle ne considère pas. Cependant, malgré cela, on ne remarque pas d'épuisement en oxygène dissous dans l'hypolimnion, même pendant la période estivale critique; cela laisse supposer l'absence d'apports de phosphore à partir des sédiments du fond.

En regardant de plus près le cas du lac Montjoie (Annexe 2), on constate que la moyenne estivale des concentrations de chlorophylle a ( $1.3 \text{ mg/m}^3$ ), la concentration printanière en phosphore total ( $8 \text{ mg/m}^3$ ), de même que la profondeur moyenne du disque de Secchi (3.1 m), sont caractéristiques de l'oligotrophie (voir le Tableau 16). Cela est très important car au moins trois des paramètres servant à caractériser le lac Montjoie au point de vue trophique sont indicatifs de l'oligotrophie, alors que la cote calculée (4.5) le suppose mésotrophe moyen. On est alors en droit de douter de la valeur de la cote trophique de ce lac et il est permis de supposer qu'au moins un des paramètres servant au calcul de celle-ci est erroné.

## 4.2 Comparaison des deux méthodes de calcul d'apports

### 4.2.1 Comparaison sommaire des résultats

L'examen du Tableau 13 montre que la méthode traditionnelle de calcul d'apports a donné de meilleurs résultats que la méthode de l'INRS-Eau dans cinq cas (c'est-à-dire que la prévision de l'état trophique de cinq lacs selon la méthode traditionnelle est plus près de l'évaluation de leur

TABLEAU 13: Comparaison des deux méthodes de calcul d'apports selon le modèle III de Dillon.

Lac	$\rho$ ( $\text{an}^{-1}$ )	$\bar{z}$ (m)	$q_s$ ( $\text{m}\cdot\text{an}^{-1}$ )	R	Modèle III de Dillon <sup>1</sup> $L(1-R)/\rho$ vs $\bar{z}$ (mg P/m <sup>3</sup> )		Cote trophique (selon MRN)
					Méthode traditionnelle	Méthode INRS-Eau	
Aylmer	4.3	8.5	36.6	0.405	*16.5	***28.2 <sup>2</sup> , ***32.9 <sup>2</sup>	5.1
Bowker	0.20	24.0	4.7	0.667	** 7.9	**8.3	2.9
Brompton	0.53	12.5	6.6	0.611	*11.2	***19.2	3.8
Lovering	1.0	9.7	9.8	0.553	**13.4	**14.4	5.6
Magog	15.6	9.8	164.2	0.121	**28.6	**26.5 <sup>2</sup> , **34.7 <sup>2</sup>	8.7
Massawippi	0.67	40.2	26.8	0.445	*22.9	***34.8	6.7
Montjoie	1.66	7.9	13.1	0.519	** 2.9	*** 5.1	4.5
Petit Brompton	0.27	7.3	1.9	0.816	*19.2	***11.0	6.1
Saint-François	1.1	15.6	17.2	0.492	*17.9	***32.7	4.5
Stukely	0.40	13.1	5.3	0.648	*** 6.9	*11.4	3.9
Boivin	41.7	1.2	50.0	0.357	**83.3	**91.7	-
Brome	1.44	5.8	8.3	0.574	***27.6	***25.9	6.0
Roxton	1.83	3.2	5.8	0.632	***25.0	***40.6	5.9
Waterloo	4.47	2.9	13.0	0.520	**34.5	**62.1	9.8

<sup>1</sup> Explication des symboles:

\* méthode la meilleure;

\*\*

méthodes équivalentes ou à peu près équivalentes;

\*\*\*

résultat loin de la valeur attendue.

<sup>2</sup> Voir l'Annexe 4 pour les détails du calcul.

degré de trophie calculé d'après la cote trophique, comparativement à la méthode de l'INRS-Eau). Ce sont les lacs Aylmer, Brompton, Massawippi, Petit Brompton et Saint-François. On n'a qu'à jeter un coup d'oeil sur les Figures 14a et 14b pour s'en rendre compte. Par contre, dans le cas du lac Roxton, l'évaluation donnée par la cote trophique (5.9, soit mésotrophe avancé) est assez loin de la prévision faite à partir de la méthode traditionnelle (25 mg P/m<sup>3</sup>, soit passablement eutrophe). Signalons que selon la méthode de l'INRS-Eau, on a obtenu une valeur de 41 mg P/m<sup>3</sup>, ce qui est encore plus loin de la classification trophique (5.9). De plus, dans le cas du lac Brome, les deux méthodes donnent des valeurs de concentrations de phosphore passablement plus élevées (27.6 et 25.9 mg P/m<sup>3</sup>) que ce à quoi l'on devrait s'attendre d'après la cote trophique (6.0).

Selon la méthode traditionnelle, on aurait ainsi surestimé les charges en phosphore dans le cas des lacs Brome et Roxton. Par contre, selon la méthode de l'INRS-Eau, des surestimations auraient été faites dans le cas des lacs Aylmer, Brompton, Massawippi, Saint-François, Brome et Roxton. Donc cette dernière méthode aurait une tendance générale à surestimer les apports en phosphore parvenant à un lac. Cependant, on doit noter également quelques cas de sous-estimation de charge selon la méthode traditionnelle (ex.: lac Stukely) et la méthode de l'INRS-Eau (ex.: lac Petit Brompton).

#### 4.2.2 Explication des écarts entre les deux méthodes

Les différences entre les valeurs des charges spécifiques de phosphore, calculées selon l'une ou l'autre des deux méthodes, varient de moins 40% à plus 100% (Tableau 14). En d'autres termes, il ne s'agit pas d'une différence constante d'un lac à l'autre, mais plutôt d'écarts parfois positifs, parfois négatifs. Pour tenter d'expliquer ces écarts, on peut se re-

TABLEAU 14: Comparaison des charges spécifiques ( $L_p$ ) de phosphore total, calculées selon la méthode traditionnelle et la méthode de l'INRS-Eau.

Lac	$L_p$ (g/m <sup>2</sup> -an) Méthode traditionnelle (A)	$L_p$ (g/m <sup>2</sup> -an) Méthode INRS-Eau (B)	$\left\{ \frac{B-A}{A} \right\} \times 100$ (%)
Aylmer	1.0	1.7 <sup>1</sup> ; 2.0 <sup>1</sup>	+70 ; +100
Bowker	0.12	0.12	0
Brompton	0.19	0.32	+ 68
Lovering	0.29	0.32	+ 10
Magog	5.0	4.3 <sup>1</sup> , 6.0 <sup>1</sup>	-8 , +20
Massawippi	1.10	1.70	+ 55
Montjoie	0.08	0.14	+ 75
Petit Brompton	0.20	0.12	- 40
Saint-François	0.60	1.10	+ 83
Stukely	0.11	0.17	+ 55
Boivin	6.2	7.2	+ 16
Brome	0.53	0.51	- 4
Roxton	0.40	0.65	+ 62
Waterloo	0.91	1.70	+ 87

<sup>1</sup> Voir l'Annexe 4 pour les détails du calcul.

porter à certains lacs en particulier en examinant de très près l'utilisation du territoire dans leurs bassins versants respectifs. Considérons un cas, tel le lac Bowker, où les deux méthodes donnent la même valeur de charge spécifique; prenons aussi un autre cas, le lac Brompton par exemple, où les valeurs de charges calculées diffèrent de quelque 68% selon les deux méthodes. Le facteur d'environnement ( $f_u$ ) du lac Bowker étant égal à 3.5, et celui du lac Brompton à 8.2, on est en droit de penser que les apports de phosphore seront plus grands à ce dernier lac. Dans la méthode traditionnelle, les coefficients d'exportation moyen ( $\bar{E}_s$ ) sont à peu près égaux pour ces deux bassins (voir l'Annexe 3); la différence de charge entre ces deux lacs selon la méthode traditionnelle traduit donc cette différence du facteur d'environnement. Par contre, avec la méthode de l'INRS-Eau, si on consulte le Tableau 12 (tableau des apports spécifiques de phosphore selon diverses sources à la section 3.2.2.1) et l'Annexe 4, les apports réels et les apports potentiels passent respectivement des valeurs de 0.46 et 6.03 kg P/jour pour le lac Bowker, à 6.58 et 61.64 kg P/jour pour le lac Brompton, soient des augmentations par des facteurs de 14.3 et 10.2, pour une utilisation du territoire à peu près équivalente et pour un facteur d'environnement variant dans un rapport de 2.3. Les apports réels sont constitués presque totalement par ceux venant des forêts. Ceci pourrait donc signifier que, dès que les apports réels, représentés surtout par les apports en provenance des forêts, deviennent importants comparativement aux apports potentiels, on retrouve des valeurs de charges nettement plus fortes que dans le cas de la méthode traditionnelle. En fin de compte, avec la méthode traditionnelle, les coefficients d'exportation du phosphore à partir des forêts sont faibles comparativement aux autres types d'utilisation du territoire; avec la méthode de l'INRS-Eau, les forêts constitueraient de gros exporta-

teurs de phosphore\*.

On peut ainsi comprendre les différences rencontrées entre les valeurs de charges, calculées selon les deux méthodes, pour les lacs Aylmer, Brompton, Massawippi, Montjoie, Saint-François, Stukely, Roxton et Waterloo. Par contre, la méthode traditionnelle estime plus fortement que la méthode de l'INRS-Eau, les apports en provenance de la population non raccordée sur un réseau d'égout. En fait, avec la première méthode, les apports en provenance de la population permanente sans égout sont de l'ordre de 0.6 kg P/année-capita (soit:  $0.75 \times 0.8$ ; voir la section 3.2.1.4); avec la méthode de l'INRS-Eau cependant, ces apports sont classés comme potentiels, c'est-à-dire que leur valeur représente quelque 0.04 kg P/année-capita. Par conséquent, pour les bassins lacustres où les populations saisonnières et permanentes sans égouts sont importantes comparativement aux populations avec égouts, le chiffre des apports de phosphore sera relativement élevé par comparaison avec la méthode de l'INRS-Eau. Ce facteur vient compenser en quelque sorte le facteur précédent. Ainsi, dans le cas du petit lac Brompton, où on rencontre presque exclusivement une population saisonnière, les apports en phosphore en provenance de la population tendent à être plus grands selon la méthode traditionnelle et ce facteur l'emporte de loin même si les forêts, constituant près de 85% du bassin, exportent beaucoup de phosphore selon la méthode de l'INRS-Eau. Le chiffre des apports est alors plus élevé avec la méthode traditionnelle.

---

\* On aurait intérêt à modifier ce coefficient d'exportation dans le modèle d'apports. Ce coefficient est évalué à  $0.033 \text{ g/m}^2\text{-an}$  selon la méthode de l'INRS-Eau, alors que, d'après la méthode traditionnelle, il est fixé à 0.005 et  $0.012 \text{ g/m}^2\text{-an}$  selon que le substrat géologique est igné ou sédimentaire (voir le Tableau 10 à la section 3.2.1.1).

Il est intéressant de constater le même phénomène à l'examen du lac Brome. Même si les apports réels, calculés selon la méthode de l'INRS-Eau, sont importants dans ce cas, le chiffre des apports en provenance de la population humaine permanente sans égouts (4575), calculé selon la méthode traditionnelle, fait que les charges sont plus fortes d'après cette dernière méthode. La même chose s'applique dans le cas des lacs Lovering, Magog et Boivin.

#### 4.2.3 Critique des deux méthodes

Considérons la "précision" de la méthode traditionnelle de calcul d'apports. La valeur de la concentration prédite de phosphore au printemps est compatible avec le degré de trophie calculé selon la cote trophique, notamment dans le cas des lacs Aylmer, Bowker, Brompton, Lovering, Magog, Massawippi, Petit Brompton et Waterloo. Par contre, selon la méthode de l'INRS-Eau, la concentration prédite de phosphore au printemps ne s'accorde bien avec l'état de trophie que dans les cas des lacs Bowker, Lovering, Magog, Stukely et Waterloo. Les deux méthodes sont aussi valables et précises dans le cas du lac Boivin, lequel, même si on ne connaît pas précisément la cote, l'on sait très eutrophe.

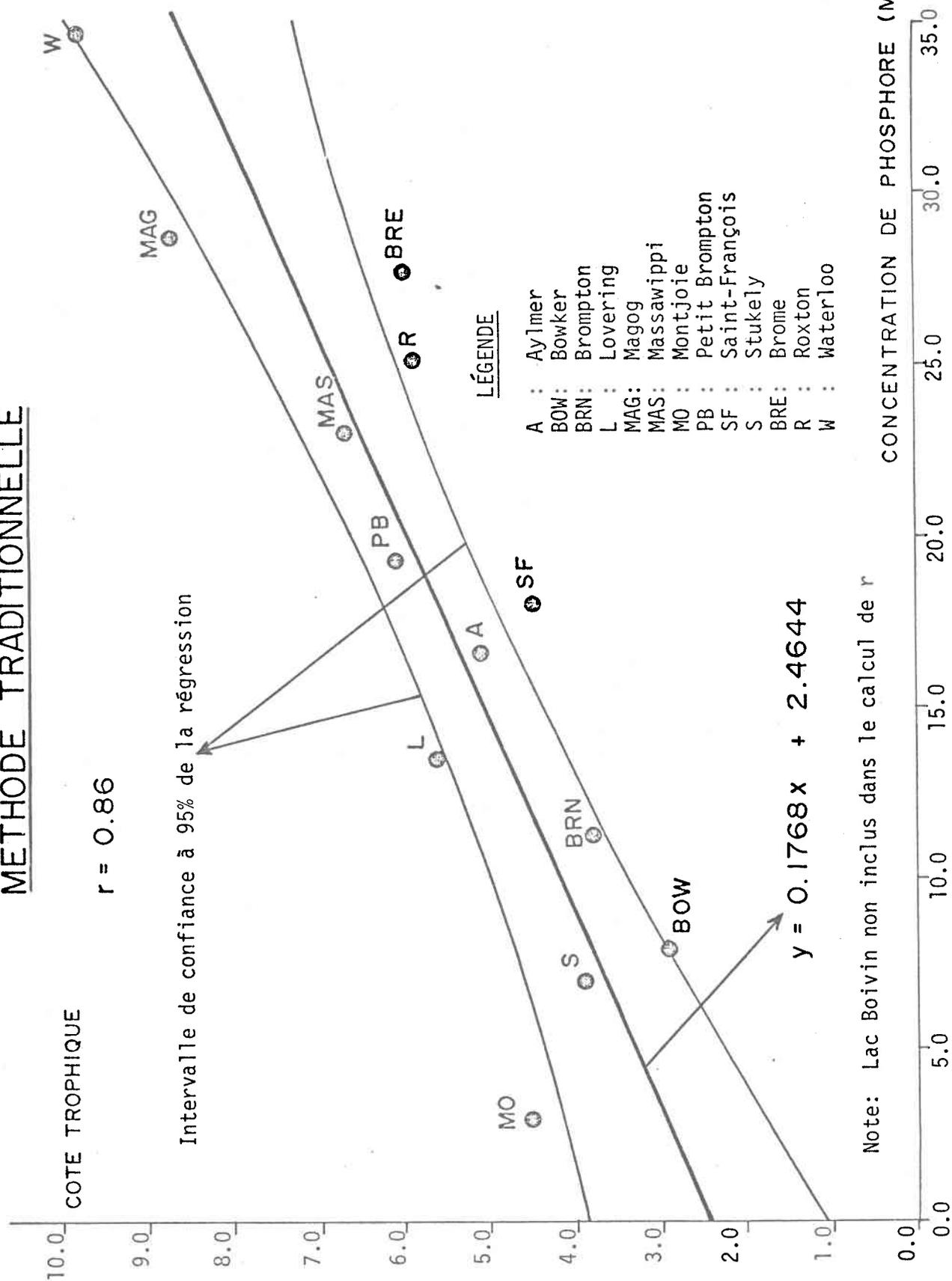
Pour mieux "visualiser" l'efficacité de chacune des deux méthodes de calcul d'apports, examinons les Figures 15a et 15b où on montre la corrélation (de même que l'intervalle de confiance à 95% de la régression) existant entre la cote trophique calculée et la concentration prédite de phosphore au printemps. Avec la méthode traditionnelle, la corrélation s'avère très bonne. En effet, le coefficient de corrélation égal à 0.86 s'avère très significativement différent de zéro selon le test de Student (test

# MÉTHODE TRADITIONNELLE

COTE TROPHIQUE

$r = 0.86$

Intervalle de confiance à 95% de la régression



## LÉGENDE

- A : Aymer
- BOW: Bowker
- BRN: Brompton
- L : Lovering
- MAG: Magog
- MAS: Massawippi
- MO : Montjoie
- PB : Petit Brompton
- SF : Saint-François
- S : Stukely
- BRE: Brome
- R : Roxton
- W : Waterloo

$$y = 0.1768x + 2.4644$$

Note: Lac Boivin non inclus dans le calcul de r

CONCENTRATION DE PHOSPHORE (MG P-M<sup>-3</sup>)

FIGURE 15 A - Corrélation et intervalle de confiance à 95% de la régression entre la cote trophique et la concentration printanière prédite de phosphore selon la méthode traditionnelle de calcul d'apports.

# MÉTHODE INRS-EAU

COTE TROPHIQUE

$r = 0.71$

Intervalle de confiance à 95% de la régression

MAG

PB

MO

S

BRN

A

BRE

MAS

R

W

## LÉGENDE

- A : Aymer
- BOW: Bowker
- BRN: Brompton
- L : Lovering
- MAG: Magog
- MAS: Massawippi
- MO : Montjoie
- PB : Petit Brompton
- SF : Saint-François
- S : Stukely
- BRE: Brome
- R : Roxton
- W : Waterloo

$$y = 0.0869X + 3.5142$$

Note: Lac Boivin non inclus dans le calcul de r

CONCENTRATION DE PHOSPHORE

(MG P-M<sup>3</sup>)

FIGURE 15 B - Corrélation et intervalle de confiance à 95% de la régression entre la cote trophique et la concentration printannière prédite de phosphore selon la méthode de calcul d'apports de l'INRS-Eau.

de t) à onze degrés de liberté au niveau de confiance ( $\alpha$ ) de 1%\*. Avec la méthode de l'INRS-Eau, le coefficient de corrélation (0.71), bien qu'inférieur à celui calculé pour la méthode traditionnelle, s'avère lui aussi significativement différent de zéro. Ainsi, peut-on établir la cote trophique d'un lac au départ de sa concentration printanière prédite de phosphore! Ceci est extrêmement intéressant et pratique comme nous en discuterons un peu plus loin.

Il est intéressant maintenant de comparer les valeurs de prédiction de l'état trophique des lacs selon les deux méthodes de calcul d'apports, et ceci par rapport aux valeurs observées de certains paramètres trophiques significatifs. Ainsi, dans les Tableaux 15a et 15b, on y fait la distinction entre les valeurs observées et les valeurs prédites de la concentration de phosphore au brassage vernal ainsi que de la moyenne estivale des concentrations de chlorophylle a, toujours selon le modèle III de Dillon ( $L_p(1-R) / \rho$  vs  $\bar{Z}$ ) que l'on suppose le plus valable. On y présente aussi les valeurs observées de la transparence au disque de Secchi. Selon la classification de Dillon et Rigler (1975), les lacs à visibilité moyenne de cinq mètres et plus seraient ultraoligotrophes; entre deux et cinq mètres de visibilité moyenne, on les considère oligotrophes et à tendance mésotrophe; entre un et deux mètres, les lacs seraient fortement mésotrophes et à tendance eutrophe; une visibilité moyenne inférieure à 1.5 mètre serait caractéristique de l'eutrophie.

\* Etant donné que, pour des échantillons de faible taille (ici N = 13), un fort coefficient de corrélation n'implique pas forcément une grande dépendance entre les variables, on doit tester si les coefficients obtenus sont significativement différents de zéro. La valeur de t se calcule ainsi:

$$t = \frac{r}{\sqrt{\frac{1-r^2}{N-2}}}$$

Examinons d'abord les valeurs des concentrations printanières de phosphore. Les valeurs prédites sont tantôt supérieures, tantôt inférieures aux valeurs observées; les écarts varient de -68% pour le lac Brome à +162% pour le lac Massawippi, selon la méthode de l'INRS-Eau. En moyenne, cette méthode surestime les valeurs prédites de l'ordre de +26% par rapport aux valeurs observées de phosphore (Tableau 15b). Avec la méthode traditionnelle, les écarts entre les valeurs prédites et observées des concentrations printanières de phosphore passent de -65% pour le lac Brome à +72% pour le lac Massawippi (il est à noter que les extrêmes représentent les mêmes lacs). La moyenne des différences entre les valeurs prédites et observées est de -6.4% (Tableau 15a).

Examinons maintenant les Figures 16a et 16b où on remarque une bonne corrélation entre les concentrations printanières prédites et observées de phosphore selon la méthode traditionnelle ( $r = 0.90$ ). La corrélation un peu moins bonne avec la méthode de l'INRS-Eau ( $r = 0.82$ ). Au niveau de signification  $\alpha = 1\%$ , on note que les coefficients de corrélation trouvés selon les deux méthodes, sont très significativement différents de zéro. Ainsi les deux méthodes de calcul d'apports sont-elles satisfaisantes globalement!

Il convient d'ouvrir ici une parenthèse au sujet de l'intérêt certain que présentent les relations suggérées dans les Figures 15 et 16. Considérons d'abord la Figure 15a où (selon la méthode traditionnelle), on montre la corrélation existant entre la cote trophique et la concentration prédite de phosphore au printemps; on obtient alors l'équation de régression linéaire 4.1:

$$Y = 0.1768 x + 2.4644 \quad (4.1)$$

**TABLEAU 15 a:** Comparaison des valeurs observées de variables trophiques significatives avec les valeurs prédites d'après le modèle III de Dillon selon la méthode traditionnelle de calcul d'apports.

LAC	[P] printemps (mg/m <sup>3</sup> )			CHLOROPHYLLE a ETE (mg/m <sup>3</sup> )			SECCHI (m)	ETAT TROPHIQUE PREDIT SELON LE MODELE III DE DILLON <sup>3</sup>
	OBSER- VEE (A)	PREDI- TE <sup>1</sup> (B)	$\frac{(B-A)}{A} \times 100$ (%)	OBSER- VEE (C)	PREDI- TE <sup>2</sup> (D)	$\frac{(D-C)}{C} \times 100$ (%)	OBSER- VEE	
AYLMER	27.3 <sup>4</sup>	16.5	-40	---	4.2	---	1.2	mésotrophe moyen
BOWKER	6.6	7.9	+20	1.8	1.45	-19	4.6	oligotrophe
BROMPTON	8.8	11.2	+27	4.2	2.4	-43	2.3	faiblement mésotrophe
LOVERING	<20.0	13.4	<-33	7.0	3.1	-56	2.1	mésotrophe moyen
MAGOG	17.6 <sup>5</sup>	28.6	+62	11.5	9.4	-18	1.7	eutrophe
MASSAWIPPI	13.3	22.9	+72	10.3	6.8	-34	2.05	faiblement eutrophe
MONTJOIE	8.0	2.9	-64	1.3	0.3	-77	3.1	ultraoligotrophe
PETIT BROMPTON	13.3 <sup>6</sup>	19.2	+44	3.4	5.2	+53	2.3	mésotrophe avancé
SAINT-FRANCOIS	22.7 <sup>7</sup>	17.9	-21	---	4.7	---	1.95	mésotrophe avancé
STUKELY	8.3	6.9	-17	3.2	1.2	-62	3.3	oligotrophe
BOIVIN	125.0	83.3	-33	8.2	44.1	+438 <sup>9</sup>	0.9	très eutrophe
BROME	80.0 <sup>8</sup>	27.6	-65	11.3	8.9	-21	2.1	eutrophe
ROXTON	27.0	25.0	-7	6.1	7.7	+26	1.65	eutrophe
WATERLOO	52.0	34.5	-34	40.0	12.3	-69	1.0	très eutrophe
MOYENNE			-6.4%			+29.1 <sup>0</sup>		
GAMME			-65 à +72			-77 à +53 <sup>10</sup>		

Tableau 15 b: Comparaison des valeurs observées de variables trophiques significatives avec les valeurs prédites d'après le modèle III de Dillon selon la méthode de calcul d'apports de l'INRS-Eau.

LAC	[P] printemps (mg/m <sup>3</sup> )			CHLOROPHYLLE $\frac{a}{ETE}$ (mg/m <sup>3</sup> )			SECCHI (m)	ETAT TROPHIQUE PREDIT SELON LE MODELE III DE DILLON <sup>3</sup>
	OBSER- VEE	PREDI- TE <sup>1</sup>	$\frac{(B-A)}{A} \times 100$	OBSER- VEE	PREDI- TE <sup>2</sup>	$\frac{(D-C)}{C} \times 100$	OBSER- VEE	
	(A)	(B)	(%)	(C)	(D)	(%)		
AYLMER	27.3 <sup>4</sup>	28.2	+32	---	9.1	---	1.2	eutrophe
BOWKER	6.6	8.3	+26	1.8	1.6	-11	4.6	oligotrophe
BROMPTON	8.8	19.2	+118	4.2	5.3	+26	2.3	mésotrophe avancé
LOVERING	<20.0	14.4	-28	7.0	3.5	-50	2.1	mésotrophe moyen
MAGOG	17.6 <sup>5</sup>	26.5	+51	11.5	8.4	-27	1.7	eutrophe
MASSAWIPPI	13.3	34.7	+97 <sup>12</sup>	10.3	12.4	+8 <sup>12</sup>	2.05	très eutrophe
MONTJOIE	8.0	34.8	+162	1.3	12.5	+21	3.1	ultraoligotrophe
PETIT BROMPTON	8.0	5.1	-36	1.3	0.8	-38	3.1	ultraoligotrophe
PETIT BROMPTON	13.3 <sup>6</sup>	11.0	-17	3.4	2.3	-32	2.3	faiblement mésotrophe
SAINT-FRANCOIS	22.7 <sup>7</sup>	32.7	+44	---	11.4	---	1.95	très eutrophe
STUKELY	8.3	11.4	+37	3.2	2.5	-22	3.3	faiblement mésotrophe
BOIVIN	125.0	91.7	-26	8.2	50.7	+518 <sup>9</sup>	0.9	très eutrophe
BROME	80.0 <sup>8</sup>	25.9	-68	11.3	8.1	-28	2.1	eutrophe
ROXTON	27.0	40.6	+50	6.1	15.6	+156	1.65	très eutrophe
WATERLOO	52.0	62.1	+19	40.0	28.8	-28	1.0	fortement eutrophe
MOYENNE			+26%			-3% <sup>11</sup>		
GAMME			-68 à + 162			-50 à +156 <sup>11</sup>		

Explications des Tableaux 15a et 15b

- 1 Prédiction selon le modèle III de Dillon et conformément à la relation 2.1 de la section 2.3
- 2 Selon la relation 2.2 à la section 2.3
- 3 Selon la classification de Dillon et Rigler (1975) et tel qu'illustré dans le Tableau 16
- 4 Valeur de 1974; la cote trophique donnée est celle de 1973
- 5 Valeur égale à  $42.5 \text{ mg/m}^3$  en 1975
- 6 Valeur égale à  $31.7 \text{ mg/m}^3$  en 1975
- 7 Valeur de 1974; la cote trophique donnée est celle de 1973
- 8 Valeur douteuse (voir le texte); la concentration en phosphore était de  $9.1 \text{ mg/m}^3$  en 1975
- 9 Facteur chimique limitant = l'azote (voir le texte)
- 10 Sans le lac Boivin; la moyenne passe à + 9.8% avec le lac Boivin
- 11 Sans le lac Boivin; la moyenne passe à + 40.4% avec le lac Boivin
- 12 Valeur non considérée dans la moyenne

# MÉTHODE TRADITIONNELLE

CPJ PRÉDITE  
(MG P-M<sup>-3</sup>)

## LÉGENDE

- A : Aylmer
- BOW: Bowker
- BRN: Brompton
- L : Lovering
- MAG: Magog
- MAS: Massawippi
- MO : Montjoie
- PB : Petit Brompton
- SF : Saint-François
- S : Stukely
- BRE: Brome
- R : Roxton
- W : Waterloo

$r = 0.90$

Note: Lac Boivin inclus dans le calcul de r

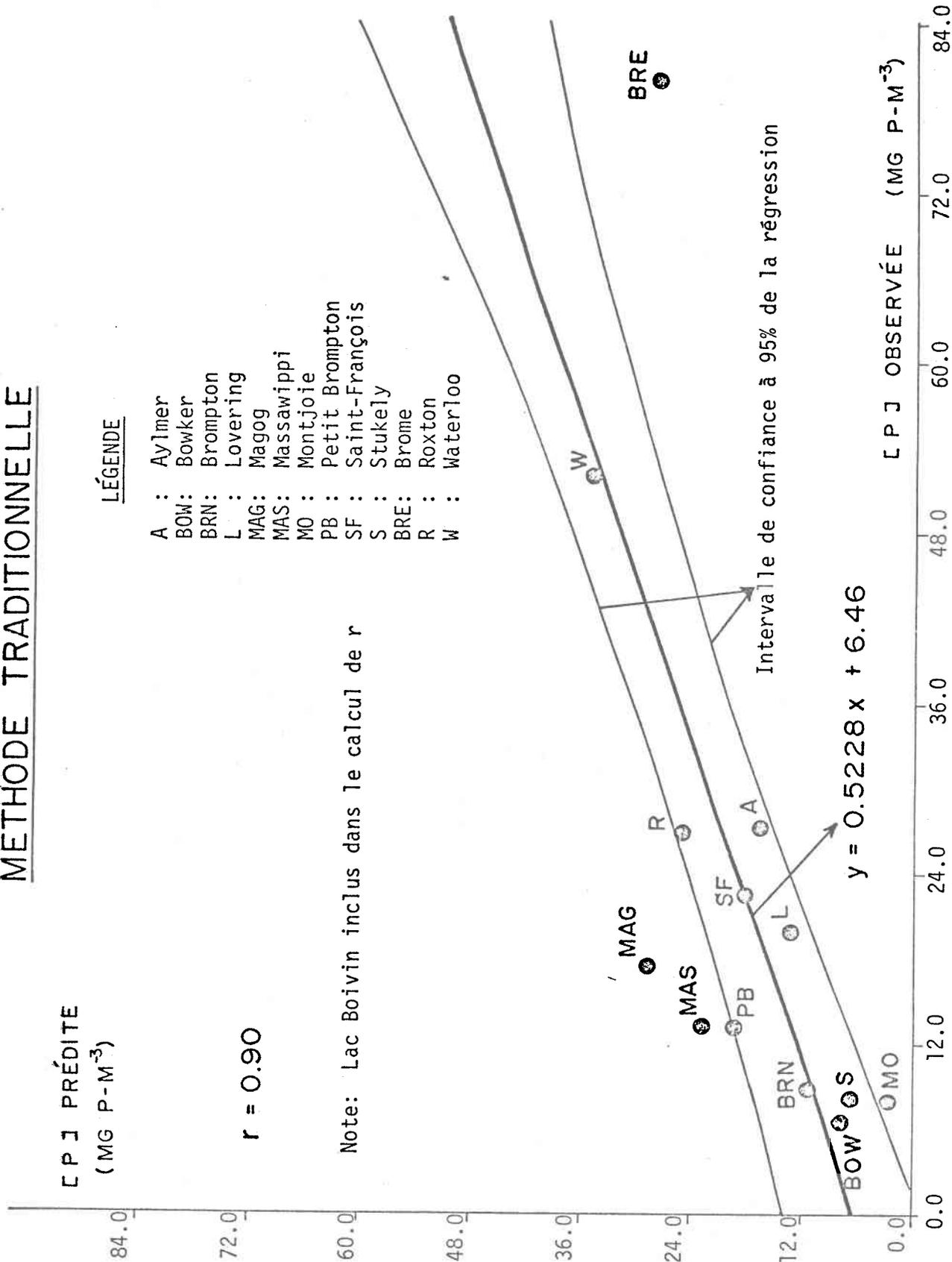
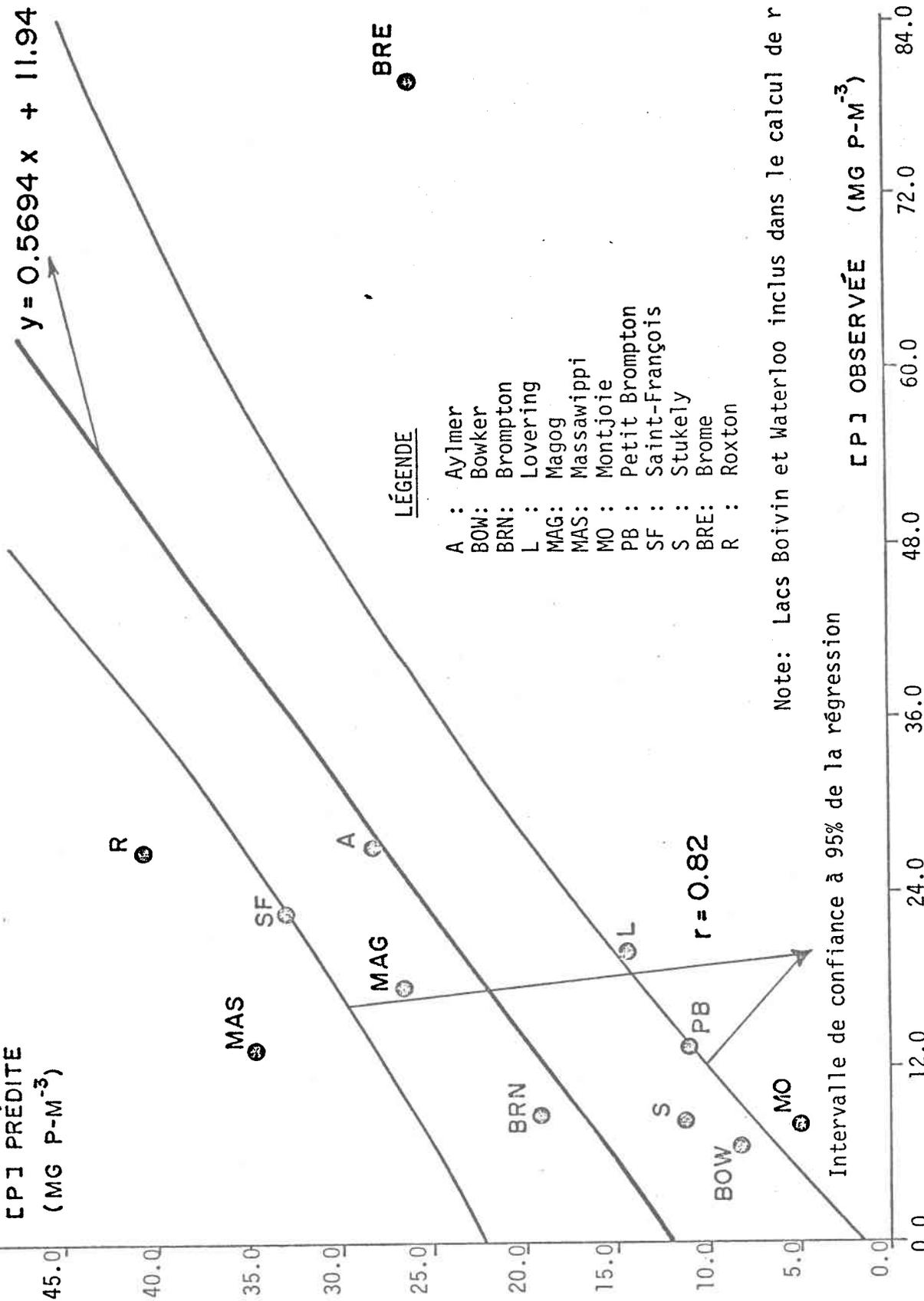


FIGURE 16 A - Corrélation et intervalle de confiance à 95% de la régression entre les concentrations prédites et observées de phosphore au printemps selon la méthode traditionnelle de calcul d'apports.

# MÉTHODE INRS - EAU

$y = 0.5694x + 11.94$

CPI PRÉDITE  
(MG P-M<sup>-3</sup>)



## LÉGENDE

- A : Aylmer
- BOW: Bowker
- BRN: Brompton
- L : Lovering
- MAG: Magog
- MAS: Massawippi
- MO : Montjoie
- PB : Petit Brompton
- SF : Saint-François
- S : Stukely
- BRE: Brome
- R : Roxton

Note: Lacs Boivin et Waterloo inclus dans le calcul de r

Intervalle de confiance à 95% de la régression

CPI OBSERVÉE (MG P-M<sup>-3</sup>)

FIGURE 16 B - Corrélation et intervalle de confiance à 95% de la régression entre les concentrations prédites et observées de phosphore au printemps selon la méthode de calcul d'apports de l'INRS-Eau.

où  $Y$  = la cote trophique;  $x$  = la concentration prédite de phosphore au printemps. Considérons maintenant l'équation de régression linéaire 4.2 présentée à la Figure 16a (toujours selon la méthode traditionnelle):

$$Y = 0.5228 x + 6.46 \quad (4.2)$$

où  $Y$  = la concentration printanière prédite de phosphore;  $x$  = la concentration printanière mesurée de phosphore. Ainsi donc, prenant en compte les relations 4.1 et 4.2, serait-il possible, sur la seule base des mesures de concentrations de phosphore lors de l'isothermie vernale, de caractériser un lac au point de vue trophique! Ceci est valable cependant à la condition que ces mesures soient rigoureuses. On obtient alors une relation du type de la relation 4.3:

$$Y = 0.0924 x + 3.61 \quad (4.3)$$

où  $Y$  = la cote trophique;  $x$  = la concentration printanière mesurée de phosphore. Bien entendu, cette dernière relation est sujette à amélioration et dans ce sens, il serait bon d'entreprendre une étude similaire à celle-ci où on calculerait les apports en phosphore d'un bon nombre de bassins versants et où on mesurerait avec soin les concentrations printanières de phosphore dans les lacs. De plus, à partir des limites imposées de 10 et 20 mg P/m<sup>3</sup> aux concentrations printanières de phosphore, selon le modèle III de Dillon (voir les Figures 14a et 14b ainsi que le Tableau 16), on pourrait alors établir des valeurs de cotes trophiques relatives à différents degrés de trophie.

Il est entendu que les valeurs des concentrations prédites de phosphore, selon la relation 2.1, découlent des valeurs calculées des charges spécifiques selon les deux méthodes de calcul d'apports. Signalons que ces

valeurs prédites dépendent également des valeurs de  $\rho$  et de  $R$ , comme l'indique encore la relation 2.1. Les valeurs observées viennent donc infirmer ou confirmer la valeur des méthodes pour chacun des lacs étudiés, en supposant bien entendu que les valeurs mesurées sont fiables.

On est en droit de supposer, pour un cas particulier, que la valeur de certains paramètres puisse être erronée (ex.:  $\rho$ ,  $t_w$ ,  $R$ ). Ainsi, une sous-estimation de la valeur du coefficient de rétention  $R$  amènerait automatiquement une surestimation de la valeur de la concentration prédite de phosphore. Il ne faut pas oublier que le calcul de ce coefficient  $R$  est basé sur une équation établie à partir d'une analyse de régression multiple par Kirchner et Dillon (1975). Comme ces auteurs le suggèrent, il s'agit bien d'une méthode empirique pour "estimer" la rétention de phosphore dans les lacs. D'autre part, une sous-estimation de la valeur du taux de renouvellement  $\rho$  ( $t_w^{-1}$ ) entraînerait une sous-estimation de la valeur de la concentration prédite de phosphore. Cependant, les résultats disponibles ne permettent pas d'imputer à l'un ou l'autre de ces paramètres, les écarts trouvés entre les valeurs prédites et observées de la concentration vernale de phosphore. On ne considère ici que le rôle que jouent les méthodes de calculs d'apports dans cette prévision.

Rappelons-nous le cas du lac Montjoie qui ne cadre pas très bien avec le modèle III de Dillon (voir les Figures 14a et 14b). Si l'on accepte comme vraisemblable la valeur mesurée de  $8.0 \text{ mg P/m}^3$  (cf.: 2.9 et 5.1  $\text{mg P/m}^3$ ; Tableaux 15 a et 15b), on peut en déduire que les charges calculées selon les deux méthodes, (soient les valeurs de  $0.08$  et  $0.14 \text{ g P/m}^2\text{-an}$  selon le Tableau 14) n'ont pas pris en compte une source importante d'apports de phosphore. Si l'on essaie de prédire la concentration moyenne estivale de

chlorophylle a à partir de la valeur de concentration printanière de phosphore ( $8.0 \text{ mg P/m}^3$ ), on obtient, selon la relation 2.2 à la section 2.3, le chiffre de  $1.5 \text{ mg/m}^3$  de chlorophylle a, valeur très proche de la valeur mesurée ( $1.3 \text{ mg/m}^3$ ). Celle-ci classerait le lac Montjoie dans la catégorie oligotrophe, alors que la valeur mesurée du Secchi le classerait mésotrophe moyen, ce qui cadre mieux avec l'évaluation fournie par la cote trophique (4.5).

Le cas du lac Brome présente également des ambiguïtés. On a mesuré en effet  $80 \text{ mg P/m}^3$  au printemps de 1975\* alors que l'on avait mesuré  $9.1 \text{ mg P/m}^3$  au printemps de 1974. On doit donc se méfier de cette première valeur et la considérer avec réserve. Ceci est d'autant plus vrai que les valeurs prédites de phosphore au printemps selon les deux méthodes ( $28$  et  $26 \text{ mg P/m}^3$ ) laissent prévoir des valeurs de concentrations de chlorophylle a assez près de la valeur mesurée ( $8.9$  et  $8.1 \text{ mg chl a/m}^3$  comparativement à  $11.3$ ). Ces valeurs, de même que la mesure du Secchi ( $2.1 \text{ m}$ ) sont caractéristiques d'un lac à mésotrophie avancée. On peut donc mettre fortement en doute la valeur de  $80 \text{ mg P/m}^3$  obtenue au printemps 1975.

Considérons en dernier lieu le cas du lac Boivin. Selon des résultats non publiés de l'INRS-Eau, l'azote et non le phosphore serait le facteur chimique limitant la production primaire de ce lac. Ainsi donc, on peut expliquer l'écart considérable ( $+ 438\%$  et  $+ 518\%$  selon les Tableaux 15a et 15b) rencontré entre la concentration de chlorophylle a observée et celle prédite ( $8.2$  comparé à  $44.1$  ou  $50.7 \text{ mg/m}^3$ ) selon la relation 2.1. A noter que les concentrations observées ( $125.0 \text{ mg P/m}^3$ ) et prédites ( $83$  et  $92 \text{ mg P/m}^3$ )

\* La valeur mesurée en 1976 est de  $25 \text{ mg P/m}^3$  ( $T^0 = 7.5 - 8.0^{\circ}\text{C}$ ).

de phosphore au printemps sont très fortes.

On peut juger assez bien de la valeur de chacune des deux méthodes de calcul d'apports utilisées dans ce travail en considérant ensemble certains paramètres trophiques représentatifs tel que décrit dans le Tableau 16. Selon ce dernier, on peut voir comment coïncide l'état trophique des lacs prédit selon le modèle III de Dillon (tel que mentionné dans les Tableaux 15a et 15b, et tel qu'illustré sur les Figures 14a et 14b) avec l'ordre de grandeur des valeurs observées pour certains paramètres trophiques significatifs.

Que peut-on dire maintenant de la validité des deux méthodes de calcul d'apports employées ici? En acceptant que les cotes trophiques calculées par le MRN sont représentatives de l'état trophique réel des lacs étudiés, il ne semble pas y avoir de dominance nette dans la valeur de l'une ou l'autre des méthodes de calcul d'apports. Cependant, pour un lac donné, l'une des deux méthodes peut s'avérer meilleure que l'autre, comme il en a été fait mention précédemment. Ainsi les charges spécifiques des lacs Aylmer et Saint-François sont beaucoup mieux évaluées avec la méthode traditionnelle qu'avec la méthode de l'INRS-Eau. Par contre, celle du lac Stukely, par exemple, l'est mieux selon cette dernière méthode.

**TABLEAU 16:** Evaluation de l'état trophique d'un lac selon certains paramètres trophiques significatifs (tiré de Dillon et Rigler, 1975; Sawyer, 1947; Vollenweider, 1968; voir le texte).

[P] <sub>T</sub> printemps (mg. P/m <sup>3</sup> )	[chl. a] été (mg/m <sup>3</sup> )	Secchi (m)	Etat trophique prédit
<10	<2	≥5	oligotrophe
10-20	2-5.5	2-5	mésotrophe
20-30	5.5-10	1-2	eutrophe
>30	>10	<1.5	très eutrophe

## Chapitre 5

## Chapitre 5

### Conclusion

Considérant l'état actuel des connaissances, on peut affirmer que l'estimation des charges nutritives parvenant à un lac donné est sujette à amélioration et teintée d'un certain subjectivisme. Le choix de coefficients d'exportation appropriés demeure critique, puisque leurs valeurs varient selon une foule de facteurs ayant trait à la géologie, la géomorphologie, la climatologie, ainsi qu'au transfert des substances nutritives et leurs modifications au cours du transport vers un plan d'eau. L'estimation des charges nutritives constitue cependant la première étape logique en vue de l'amélioration de la qualité d'une eau donnée, puisqu'elle oblige à identifier les sources importantes de nutriments et qu'elle rend compte de l'importance relative de ces sources.

Il n'existe actuellement aucune méthode d'analyse qui permettrait, seule, de mesurer le degré d'eutrophisation d'une masse d'eau donnée. Par contre, une bonne approche consiste à mesurer un grand nombre de paramètres différents et de synthétiser les résultats en une structure générale (cote trophique, modèles de trophie) qui donnerait le degré global de l'eutrophisation du plan d'eau. Afin de pouvoir évaluer le degré actuel d'eutrophisation, des modèles de prévision de l'état trophique d'un lac ont été utilisés dans ce travail; ensuite, on s'est servi d'une échelle numérique pour comparer le degré d'eutrophisation d'un lac avec celui d'un autre.

A la lumière de tout ce qui précède, il semble que le meilleur modèle de prévision de l'état trophique d'un lac soit le modèle III de Dillon ( $L_p(1-R) / \rho$  vs  $\bar{Z}$ ); selon celui-ci, l'état trophique d'un lac se base non plus sur la charge de substances nutritives (ici le phosphore) qu'il reçoit, mais sur la concentration résultante de ces substances. De fait, dans ce modèle, on fait intervenir, de façon beaucoup plus réaliste, le métabolisme lacustre lui-même.

La méthode traditionnelle de calcul d'apports, développée dans ce travail, fournit des résultats très satisfaisants. Cette méthode semble surévaluer les apports de phosphore en provenance de la population humaine (principalement celle non raccordée sur un réseau d'égout). D'autre part, la méthode de l'INRS-Eau, même si elle fournit des valeurs de charges spécifiques généralement plus élevées que la méthode traditionnelle, (c'est la tendance observée ici), demeure valable et susceptible de modification. Dans sa forme actuelle, cette méthode semble surévaluer les apports en provenance de régions forestières.

## Chapitre 6

## Chapitre 6

### Recommandations

Il y a lieu maintenant d'examiner un certain nombre de points importants, si on veut approfondir des études ultérieures.

. Il y aurait lieu d'améliorer si possible la détermination des coefficients d'exportation de phosphore pour chaque classe d'utilisation du territoire. Ceci constitue de fait un ajustement des méthodes de calcul d'apports utilisées ici à la réalité trophique observée des lacs.

. Les cas-problèmes (ex.: lac Montjoie) pourraient faire l'objet d'une étude particulière dans laquelle on tenterait d'expliquer les écarts rencontrés entre les prévisions et les observations.

. Etant donné l'importance probable de la charge interne en phosphore de certains lacs, il serait bon, dans les cas douteux du moins, de tenter d'estimer la valeur de cette charge interne (c'est-à-dire en provenance des sédiments de fond).

. On devrait approfondir les connaissances actuelles de la relation existant entre la charge spécifique de phosphore (supposé le facteur limitant ici) ou la concentration de cet élément et le niveau trophique. A titre d'exemple, on pourrait vérifier des relations utilisées par d'autres chercheurs, comme celle existant entre

la concentration de phosphore total au printemps et la concentration estivale de chlorophylle a (Dillon, 1974). Signalons que la relation 2.1, suggérée par Dillon (1974) fut établie pour des lacs en Ontario et transposée directement au Québec pour les fins de ce travail. On pourrait donc vérifier cette relation pour des lacs québécois. De même, on pourrait essayer de développer d'autres relations semblables, comme par exemple entre la concentration (et/ou la charge) de phosphore et la mesure du disque de Secchi.

. On pourrait procéder à des "vérifications" du meilleur modèle de prévision de l'état trophique des lacs (on a démontré ici que le modèle III de Dillon ( $L_p(1-R) / \rho$  vs  $\bar{Z}$ ) constitue le meilleur système de classification de l'état trophique des lacs). On pourrait ainsi observer les effets sur l'état trophique, d'une diminution de la charge spécifique de phosphore par tout moyen que ce soit, tels un détournement des eaux d'égout, un traitement tertiaire, une dérivation de l'hypolimnion, une aération artificielle de l'hypolimnion etc.

. Puisque la cote trophique intègre plusieurs paramètres significatifs, et que cette cote constitue un très bon moyen de caractériser trophiquement un lac, on devrait procéder avec soin lors de l'échantillonnage de ces paramètres. De même, pourrait-on espérer d'améliorer, si possible, l'équation de la cote trophique!

. Enfin, étant donné que la prévision de l'état trophique des lacs repose sur la prévision de la concentration printanière de phosphore à l'isothermie vernale, selon le modèle III de Dillon,

on devrait procéder avec grand soin lors de l'échantillonnage du phosphore au printemps et de la chlorophylle a en été. Ces mesures constituent de fait le meilleur moyen de comparaison avec les valeurs prédites d'après le modèle de prévision; elles viennent confirmer ou infirmer ces valeurs. L'échantillonnage et l'analyse en sont donc critiques; des mesures multiples (au moins en double) pourraient être envisagées, de même que des prélèvements en plusieurs points et à différentes profondeurs. De plus, il importe de bien cerner l'isothermie vernale.

Références bibliographiques

- \* ABBOTT, W. (1957). Unusual phosphorus source for plankton algae. *Ecology* 38: p. 152. (cité dans Vollenweider 1968)
- \* ALLEN, S.E., A. CARLISLE, E.J. WHITE, C.C. EVANS. (1968) The plant nutrient content of rainwater. *J. Ecol.* 56: 497-504 (cité dans Uttormark *et al.*, 1974).
- ARDA-QUEBEC. (1969) Inventaire des Terres du Canada. Les systèmes de classement des possibilités d'utilisation des sols. Rapport no 1, Ministère de l'Agriculture et de la Colonisation, Québec.
- \* ARMSTRONG, D.E., K.W. LEE, P.D. UTTORMARK, D.R. KEENEY, R.F. HARRIS. (1974). Pollution of the Great Lakes by nutrients from agricultural land. Great Lakes Basin Commission, Ann Arbor. Mich, 96 p. (cité dans Uttormark *et al.*, 1974)
- \* AVCO ECONOMIC SYSTEMS CORPORATION. (1970). Storm water pollution from urban land activity. Rep. 11034 FKL 07/70, Federal Water Qual. Adm., U.S. Dept. of the Interior, Washington, D.C. 325 p. (cité dans Uttormark *et al.*, 1974).
- \* BARICA, J., F.A.J. ARMSTRONG. (1971). Contribution of snow to the nutrient budget of some small northwest Ontario lakes. *Limnol. and Oceanog.* 16: 891-899. (cité dans Uttormark *et al.*, 1974).
- \* BORMANN, F.H., G.E. LIKENS, D.W. FISHER, R.S. PIERCE. (1968). Nutrient loss accelerated by clear-cutting of a forest ecosystem. *Science* 159: 882-884. (cité dans Uttormark *et al.*, 1974).
- \* BRANDES, M., N.A. CHOWDRY, W.W. CHENG. (1974). Experimental study on removal of pollutants from domestic sewage by underdrained soil filters. National home sewage disposal symposium, Am. Soc. Agric. Eng., Chicago, Ill., 1974. (cité dans Dillon et Rigler, 1975).
- \* BRYAN, E.H. (1970). Quality of stormwater drainage from urban land areas in North Carolina. Rep. 37, Water Resources Research Inst., Univ.

- of North Carolina, Chapel Hill, N.C., 44 p. (cité dans Uttormark *et al.*, 1974).
- \* BUCKMAN, H.O., N.C. BRADY. (1961). The nature and properties of soils. 6<sup>th</sup> ed. The MacMillan Co., New-York, N.Y., 567 p. (cité dans Uttormark *et al.*, 1974).
- CAILLE, A., P.G. CAMPBELL, P. COUTURE, L. TALBOT. (1975). Rapport d'avancement des travaux. (1/10/73 - 31/12/74) - Entente MRN-Qualité - INRS-Eau, Groupe Substances nutritives, 42 p.
- CANN, D.B., P. LAJOIE. (1943). Etude des sols des comtés de Stanstead, Richmond, Sherbrooke et Compton dans la province de Québec. Publication 742, Bulletin technique 45. Ministère de l'Agriculture, 63 p.
- CANN, D.B., P. LAJOIE, P.C. STOBBE. (1948). Etude des sols des comtés de Shefford, Brome et Missisquoi dans la province de Québec. Ministère de l'Agriculture. 3M-10358-12-47, 93 p.
- CLUIS, D., D. COUILLARD, H. DUROCHER. (1975). Rapport d'avancement des travaux (1/10/73 - 1/6/75) - Entente MRN-Qualité - INRS-Eau, Groupe Modèle d'apports, 19 p.
- \* COOKE, G.D., T.N. BHARGAVA, M.R. McCOMAS, M.C. WILSON, R.T. HEATH. (1973). Some aspects of phosphorus dynamics of the Twin Lakes Watershed. PRWG136-1, Proc. Workshop, Utah State Univ., Utah. Water Research Lab., Logan, Utah. p. 57-72. (cité dans Uttormark *et al.*, 1974).
- DILLON, P.J. (1974). Application du concept de la vitesse d'apport de phosphore par unité de surface à la recherche sur l'eutrophisation. Publication CNRC no 13691 du Secrétariat de l'Environnement, 42 p.
- DILLON, P.J. (1975). The Phosphorus budget of Cameron Lake, Ontario: The importance of flushing rate to the degree of eutrophy of lakes. *Limnol. and Oceanog.* 20: 28-39.

- DILLON, P.J., W.B. KIRCHNER. (1974). The effects of geology and land use on the export of phosphorus from watersheds. *Water Research*, 9: 135-148.
- DILLON, P.J., F.H. RIGLER. (1974). The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnol. and Oceanogr.* 19: 767-773.
- DILLON, P.J., F.H. RIGLER. (1975). A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status. *J. Fish. Res. Brd. Can.* 32: 1519-1531.
- \* DONAHUE, R.L. (1961). Our soils and their management. The Interstate Printers & Publishers, Inc., Danville, Illinois, 568 p. (cité dans Vollenweider, 1968).
- DUSSART, B. (1966). *Limnologie. L'étude des eaux continentales.* Gauthier-Villars, 678 p.
- \* EDMONSON, W.T. (1970). Book Review. *Limnol. Oceanogr.* 15: 169-170. (cité dans Dillon, 1974).
- \* EINSELE, W. (1941). Die Umsetzung von zugeführten anorganischem Phosphat im outrophen See und ihre Rückwirkung auf seinen Gesamt-haushalt. *Z. Fisherei und d. Hilfsw.* 39: 407-488. (cité dans Vollenweider, 1968).
- EMERY, R.M., C.E. MOON, E.B. WELCH. (1973). Enriching effects of urban runoff on the productivity of a mesotrophic lake. *Water Res.* 7: 1505-1516.
- FAIRBRIDGE, R.W. ed. (1972). The encyclopedia of geochemistry and environmental sciences. *Encyclopedia of Earth Science Series. Volume IV A.* Van Nostrand Reinhold Company. N.Y., 934-951.
- \* GORE, A.J.P. (1968). The supply of six elements by rain to an upland peat area. *J. Ecol.* 56: 483-495. (cité dans Uttomark *et al.*, 1974).
- HUTCHINSON, G.E. (1957). A treatise on limnology. Volume 1. *Geography, Physics and Chemistry.* John Wiley & Sons, Inc. N.Y. 1015 p.

- \* JAWORSKI, N.A., J.J. HETLING. (1970). Relative contributions of nutrients to the Potomac river basin from various sources. Tech. Rep. 31, Middle Atlantic region, Federal water pollut. Con. Adm., 36 p. (cité dans Uttormark *et al.*, 1974).
- \* JAWORSKI, N., O. VILLA, Jr., L.J. HETLING. (1969). Nutrients in the Potomac river basin. Ches. Tech. Support Lab., T.R. No. 9, FWPCA, Annapolis, Md., 40 p. (cité dans Thomann, 1971).
- \* Juday, C., E.A. BIRGE, G.I. KEMMERER, R.J. ROBINSON. (1928). Phosphorus content of lake waters of northeastern Wisconsin. Trans. Wisc. Acad. Sci., 23: 233-248. (cité dans Olsen, 1967).
- KENTON, S.M., S.J. MARKELLO. (1974). Seasonal variations in concentrations of nitrate and total phosphorus, and calculated nutrient loading for six lakes in Western New-York. Hydrobiologia, 44: 61-89.
- KEUP, L.E. (1968). Phosphorus in flowing waters Water Research 2: 373-386.
- \* KLUESENER, J.W. (1972). Nutrient transport and transformation in lake Wingra, Wisconsin, Ph.D. Thesis, Water Chemistry dept., Univ. of Wisconsin, Madison, Wis. (cité dans Uttormark *et al.*, 1974).
- \* KLUESENER, J.W. G.F. LEE. (1974). Nutrient loading from a separate storm sewer in Madison, Wisconsin. J. Water Pollut. Con. Fed. 46: 920-936.
- \* KRAUSE, H.R. (1964). Zur chemie und biochemie der Zersetzung von Süßwasserorganismen unter besonderer berücksichtigung des abbaus des organischen phosphorkomponenten. Verch. Int. Ver. Limn. 15 549-561. (cité dans Vollenweider, 1968).
- \* KREPS, E., M. OSADCHIH. (1933). The organic phosphorus in the sea. Intern. Rev. Hydrobiol. 29: 221-228. (cité dans Olsen, 1967).

- LACHANCE, M., J.L. SASSEVILLE. (1976). Etude intégrée de la qualité des eaux des bassins versants des rivières Saint-François et Yamaska. Volume 4: secteur des eaux atmosphériques, INRS-Eau, rapport scientifique No 67. (Pour le Ministère des Richesses naturelles, Québec)
- MASSEY, A., J. ROBINSON. (1971). A review of the factors limiting the growth of nuisance algae. *Water and Sewage Works* 118: 352-355.
- MICHALSKI, M.F.P., M.G. JOHNSON, D.M. VEAL. (1973). Eutrophication of the Muskoka lakes. Report No 3, Ontario Ministry of the Environment, 210 p.
- MINISTERE DES RICHESSES NATURELLES. (1969). Géologie et richesses minérales du Québec, S-110.
- MINISTERE DES RICHESSES NATURELLES, SERVICE QUALITE DES EAUX. (1975). Etude limnologique. Les Trois Lacs, comté de Richmond, 136 p.
- MORTIMER, C.H. (1941/1942). The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. I & II. *J. Ecology* 29, 2 & 30, 1.
- \* OHLE, W. (1938). Zur Vervellkrommung der hydrochemischen analyse. III. Die phosphorbestimmung. *Angew. Chemie*, 51: 906-911. (cité dans Vollenweider, 1968).
- \* OLSEN, S. (1964). Phosphate equilibrium between reduced sediments and water. *Verch. Int. Ver. Limnol.*, 15: 333-341. (cité dans Vollenweider, 1968).
- \* OLSEN, S. (1967). Recent trends in the determination of orthophosphate in water. Dans: *Chemical Environment in the Aquatic Habitat. Proc. IBP (International 1967 Biol. Programme) - Symp. 1966*, p. 63-105. Contributions no 254, College of Fisheries, Univ. of Washington.
- \* OVERBECK, J., H.D. BABENZIEN. (1964). Über den nachweis von freien enzymen im Gewässer. *Arch. Hydrobiol.* 60: 107-114. (cité dans Vollenweider, 1968).

- \* OWEN, G.E., M.G. JOHNSON. (1966). Significance of some factors affecting yields of phosphorus from several lake Ontario watersheds. Pub. 15, Great Lakes Res. Div., Univ. of Michigan, Ann. Arbor, Mich. p. 400-410. (cité dans Uttormark *et al.*, 1974).
- PACIFIC NORTHWEST ENVIRONMENTAL RESEARCH LABORATORY. (1974). Relationships between drainage area characteristics and non-point source nutrients in streams. N.T.I.S. Report PB 240 619, 50 p.
- PATALAS, K. (1972). Crustacean plankton and the eutrophication of St-Lawrence Great Lakes. J. Fish. Res. Bd. Canada 29: 1451-1462.
- \* PROVASOLI, L. (1958). Nutrition and ecology of protozoa and algae. Ann. Rev. Microbiol. 12: 297-308. (cité dans Vollenweider, 1968).
- RIGLER, F.H. (1964). The phosphorus fractions and the turnover time of inorganic phosphorus in different types of lakes. Limnol. and Oceanogr. 9: 511-518.
- RIGLER, F.H. (1973). A dynamic view of the phosphorus cycle in lakes. Dans: Environmental phosphorus handbook; Griffith, E.J., D.T. Mitchell, J.M. Spencer, A. Beeton, 1973 Wiley 72-11574, 718 p.
- \* RILEY, J.P. (1965). Analytical chemistry of sea water. Dans: Chemical Oceanography, J.P. Riley et G. Skirrow (éds). N.Y. Academic Press. Chap 21, p. 295-424. (cité dans Olsen, 1965).
- RYDER, R.A. (1965). A method for estimating the potential fish production of north-temperate lakes. Trans. Am. Fish. Soc., 94: 214-218.
- SAKAMOTO, M. (1966). Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. Arch. Hydrobiol., 62: 1-28.
- SAWYER, C.N. (1947). Fertilization of lakes by agricultural and urban drainage. J. New England Water Works Assoc. 61: 109-127.

- SCHELSKE, C.L. (1971). Nutrient inputs and their relationship to accelerated eutrophication in lake Michigan. Third International Symposium for Hydrology Professors Purdue University. Conf. 710 735 - 1, 25 p.
- SCHINDLER, D.W., F.A.J. ARMSTRONG, S.K. KOLMGREN, G.J. BRUNSKILL. (1971). Eutrophication of lake 227, experimental lakes area, Northwestern Ontario, by addition of phosphate and nitrate. J. Fish. Res. Board Can. 28: 1763-1782.
- \* SCHRAUFNAGEL, F.H. (1967). Excess water fertilization report. Working group on control techniques, Research on water fertilization, Water subcommittee of natural resources committee of state agencies, Madison, Wisconsin. (cité dans Uttormark *et al.*, 1974).
- SONZOGNI, W.C., G.F. LEE. (1972). Nutrient sources for lake Mendota. Report of the water chemistry program. Univ. of Wisconsin, Madison, 49 p.
- STRICKLAND, J.D.H., T.R. PARSONS. (1960, 1965). A manual of seawater analysis (with special reference to the more common micronutrients and to particulate organic material). Ottawa. Fisheries Research Board of Canada, Bulletin No 125 (second edition, revised).
- \* STRICKLAND, J.D.H., L. SOLORZANO. (1966). Determination of monoesterase hydrolysable phosphate and phosphorus esterase activity in sea water. Dans: Some contemporary studies in marine science, Barnes, H. (ed), George Allen & Unwin Ltd. London, pp. 665-674. (cité dans Vollenweider, 1968).
- STUMM, W., E. STUMM-ZOLLINGER. (1972). The role of phosphorus in eutrophication. Dans: Water Pollution Microbiology, Wiley, Interscience, N.Y., p. 11-42.
- SYLVESTER, R.O. (1961). Nutrient content of drainage water from forested, urban and agricultural areas. Algae and Metropolitan Wastes, U.S. Dept. of HEW., Pub. No Sec. Tr-W61-7, p. 80-87.

- SYMPOSIUM D'UPPSALA. (1968). L'eutrophisation dans les grands lacs et les retenues d'eau. Rapport préparé par C.P. Milway. Skokloster, Uppsala, Suède, 560 p.
- \* THOMAS, E.A. (1953). Empirische und experimentelle Untersuchungen zur Kenntnis der Minimumstoffe in 46 Seen der Schweiz. und angrenzender Gebiete - Schweiz. Ver. Gas & Wasserfachm. 2: 1-15. (cité dans Vollenweider, 1968).
- \* THOMAS, E.A. (1955). Stoffhaushalt und sedimentation im oligotrophen Aeegerisee und im eutrophen Pfäffiker und Greifensee. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. Suppl. 8: 357-465. (cité dans Vollenweider, 1968).
- THOMANN, R.V. (1971). Systems analysis and water quality management. Environmental Science Services Division, N.Y., 286 p.
- TISDALE, S.L., W.L. NELSON. (1975). Soil fertility and fertilizers. 3e ed., Macmillan publishing co. London, 649 p.
- UTTORMARK, P.D., J.D. CHAPIN, K.M. GREEN. (1974). Estimating nutrient loadings of lakes from non-point sources. E.P.A. 660/3-74-020, 120p.
- VAN WAZER, R. (1958/1961). Phosphorus and its compounds. 1 (1958) 2 (1961), Interscience Publ., N.Y.. (cité dans Fairbridge, 1972).
- \*VIRO, P.J. (1953). Loss of nutrients and the natural nutrient balance of the soil in Finland. Comm. Inst. Forest, Penn. 42: 1-51. (cité dans Uttormark *et al.*, 1974).
- 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. O.C.D.E. référence DAS/CSI/68,27, 216 p.
- \* VOLLENWEIDER, R.A. (1969). Möglichkeiten und Grenzen elementarer Modelle der Stoffbilanz von Seen. Arch. Hydrobiol. 66: 1-36. (cité dans Dillon, 1974).

WEIBEL, S.R. (1969). Urban drainage as a factor in eutrophication. Dans:  
Likens, G.E. (ed.), Eutrophication: Causes, Consequences, Correc-  
tives. National Academy of Science, Washington, D.C. p. 383-403.

---

NOTE: \* Les références précédées d'un astérisque n'ont pas été consultés  
personnellement par l'auteur.

ANNEXE 1

Description de chacun des lacs: données générales

LAC: Aylmer

## DONNEES GENERALES

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR
LATITUDE			45°49'
LONGITUDE			71°20'
PROFONDEUR MOYENNE	$\bar{z}$	m	8.5
PROFONDEUR MAXIMALE	$z_{\max}$	m	36.2
SUPERFICIE	$A_o$	km <sup>2</sup>	29.5
VOLUME	$V$	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	269.4
TEMPS DE RENOUVELLEMENT	$t_w$	année	0.23
TAUX DE RENOUVELLEMENT	$\rho$	année <sup>-1</sup>	4.3
TEMPS DE REPONSE (3-5 $t_{\frac{1}{2}}$ )	$t_R$	année	0.38 - 0.63
DEMI-VIE DU CHANGEMENT DE LA CONCENTRATION	$t_{\frac{1}{2}}$	année	0.13
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA LIGNE DE RIVAGE	$D_L$	—	3.24
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA FORME DU LAC	$D_V$	—	0.24
COEFFICIENT DE RETENTION	$R$	—	0.405
VITESSE D'APPORT DE L'EAU PAR UNITE DE SURFACE	$q_s$	m.an <sup>-1</sup>	36.6
RAPPORT D'ALLONGEMENT DU LAC	$R_{al}$	—	3.1
ALTITUDE		m	247.2
PERIMETRE		km	62.4
LONGUEUR MAXIMALE		km	18.0
LARGEUR MAXIMALE		km	5.8
LARGEUR MOYENNE		km	1.6

LAC: Bowker

## DONNEES GENERALES

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR
LATITUDE			45°25'
LONGITUDE			72°12'
PROFONDEUR MOYENNE	$\bar{z}$	m	24.0
PROFONDEUR MAXIMALE	$z_{\max}$	m	59.0
SUPERFICIE	$A_o$	km <sup>2</sup>	2.3
VOLUME	$V$	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	60.31
TEMPS DE RENOUVELLEMENT	$t_w$	année	5.1
TAUX DE RENOUVELLEMENT	$\rho$	année <sup>-1</sup>	0.20
TEMPS DE REPOSE (3-5 $t_{\frac{1}{2}}$ )	$t_R$	année	3.38 - 5.64
DEMI-VIE DU CHANGEMENT DE LA CONCENTRATION	$t_{\frac{1}{2}}$	année	1.12
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA LIGNE DE RIVAGE	$D_L$	—	2.55
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA FORME DU LAC	$D_V$	—	0.41
COEFFICIENT DE RETENTION	$R$	—	0.667
VITESSE D'APPORT DE L'EAU PAR UNITE DE SURFACE	$q_s$	m.an <sup>-1</sup>	4.7
RAPPORT D'ALLONGEMENT DU LAC	$R_{al}$	—	7.8
ALTITUDE		m	304
PERIMETRE		km	13.7
LONGUEUR MAXIMALE		km	6.3
LARGEUR MAXIMALE		km	0.8
LARGEUR MOYENNE		km	0.35

## DONNEES GENERALES

LAC: Brompton

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR
LATITUDE			45°26'
LONGITUDE			72°09'
PROFONDEUR MOYENNE	$\bar{z}$	m	12.5
PROFONDEUR MAXIMALE	$z_{\max}$	m	42.3
SUPERFICIE	$A_o$	km <sup>2</sup>	11.9
VOLUME	V	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	138.35
TEMPS DE RENOUVELLEMENT	$t_w$	année	1.9
TAUX DE RENOUVELLEMENT	$\rho$	année <sup>-1</sup>	0.53
TEMPS DE REPOSE (3-5 $t_{\frac{1}{2}}$ )	$t_R$	année	1.6 - 2.6
DEMI-VIE DU CHANGEMENT DE LA CONCENTRATION	$t_{\frac{1}{2}}$	année	0.52
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA LIGNE DE RIVAGE	$D_L$	—	3.01
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA FORME DU LAC	$D_V$	—	0.29
COEFFICIENT DE RETENTION	R	—	0.611
VITESSE D'APPORT DE L'EAU PAR UNITE DE SURFACE	$q_s$	m.an <sup>-1</sup>	6.6
RAPPORT D'ALLONGEMENT DU LAC	$R_{al}$	—	7.0
ALTITUDE		m	301
PERIMETRE		km	36.8
LONGUEUR MAXIMALE		km	12.5
LARGEUR MAXIMALE		km	1.8
LARGEUR MOYENNE		km	0.93

## DONNEES GENERALES

LAC: Lovéring

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR
LATITUDE			45°09'
LONGITUDE			72°09'
PROFONDEUR MOYENNE	$\bar{z}$	m	9.7
PROFONDEUR MAXIMALE	$z_{\max}$	m	24.9
SUPERFICIE	$A_o$	km <sup>2</sup>	4.64
VOLUME	$V$	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	48.2
TEMPS DE RENOUVELLEMENT	$t_w$	année	0.99
TAUX DE RENOUVELLEMENT	$\rho$	année <sup>-1</sup>	1.0
TEMPS DE REPONSE (3-5 $t_{\frac{1}{2}}$ )	$t_R$	année	1.02 - 1.70
DEMI-VIE DU CHANGEMENT DE LA CONCENTRATION	$t_{\frac{1}{2}}$	année	0.34
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA LIGNE DE RIVAGE	$D_L$	—	2.05
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA FORME DU LAC	$D_V$	—	0.39
COEFFICIENT DE RETENTION	$R$	—	0.553
VITESSE D'APPORT DE L'EAU PAR UNITE DE SURFACE	$q_s$	m.an <sup>-1</sup>	9.8
RAPPORT D'ALLONGEMENT DU LAC	$R_{al}$	—	4.7
ALTITUDE		m	241
PERIMETRE		km	15.6
LONGUEUR MAXIMALE		km	6.1
LARGEUR MAXIMALE		km	1.3
LARGEUR MOYENNE		km	0.76

LAC: Magog

## DONNEES GENERALES

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR
LATITUDE			45°18'
LONGITUDE			72°02'
PROFONDEUR MOYENNE	$\bar{z}$	m	9.8
PROFONDEUR MAXIMALE	$z_{\max}$	m	19.1
SUPERFICIE	$A_0$	km <sup>2</sup>	10.8
VOLUME	$V$	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	106.5
TEMPS DE RENOUVELLEMENT	$t_w$	année	0.06
TAUX DE RENOUVELLEMENT	$\rho$	année <sup>-1</sup>	15.6
TEMPS DE REPOSE (3-5 $t_{\frac{1}{2}}$ )	$t_R$	année	0.12 - 0.21
DEMI-VIE DU CHANGEMENT DE LA CONCENTRATION	$t_{\frac{1}{2}}$	année	0.04
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA LIGNE DE RIVAGE	$D_L$	—	2.80
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA FORME DU LAC	$D_V$	—	0.51
COEFFICIENT DE RETENTION	$R$	—	0.121
VITESSE D'APPORT DE L'EAU PAR UNITE DE SURFACE	$q_s$	m.an <sup>-1</sup>	164.2
RAPPORT D'ALLONGEMENT DU LAC	$R_{al}$	—	5.3
ALTITUDE		m	193
PERIMETRE		km	32.5
LONGUEUR MAXIMALE		km	11.1
LARGEUR MAXIMALE		km	2.1
LARGEUR MOYENNE		km	0.97

LAC: Massawippi

## DONNEES GENERALES

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR
LATITUDE			45°12'
LONGITUDE			72°00'
PROFONDEUR MOYENNE	$\bar{z}$	m	40.2
PROFONDEUR MAXIMALE	$z_{\max}$	m	85.7
SUPERFICIE	$A_o$	km <sup>2</sup>	17.9
VOLUME	$v$	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	753.2
TEMPS DE RENOUVELLEMENT	$t_w$	année	1.5
TAUX DE RENOUVELLEMENT	$\rho$	année <sup>-1</sup>	0.67
TEMPS DE REPOSE (3-5 $t_{\frac{1}{2}}$ )	$t_R$	année	2.25 - 3.77
DEMI-VIE DU CHANGEMENT DE LA CONCENTRATION	$t_{\frac{1}{2}}$	année	0.75
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA LIGNE DE RIVAGE	$D_L$	—	2.55
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA FORME DU LAC	$D_V$	—	0.47
COEFFICIENT DE RETENTION	$R$	—	0.445
VITESSE D'APPORT DE L'EAU PAR UNITE DE SURFACE	$c_s$	m.an <sup>-1</sup>	26.8
RAPPORT D'ALLONGEMENT DU LAC	$R_{al}$	—	7.3
ALTITUDE		m	160.2
PERIMETRE		km	38.3
LONGUEUR MAXIMALE		km	14.2
LARGEUR MAXIMALE		km	1.9
LARGEUR MOYENNE		km	1.3

LAC: Montjoie

## DONNEES GENERALES

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR
LATITUDE			45°24'
LONGITUDE			72°05'
PROFONDEUR MOYENNE	$\bar{z}$	m	7.9
PROFONDEUR MAXIMALE	$z_{\max}$	m	22.2
SUPERFICIE	$A_o$	km <sup>2</sup>	3.3
VOLUME	$V$	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	26.4
TEMPS DE RENOUVELLEMENT	$t_w$	année	0.60
TAUX DE RENOUVELLEMENT	$\rho$	année <sup>-1</sup>	1.66
TEMPS DE REPONSE (3-5 $t_{\frac{1}{2}}$ )	$t_R$	année	0.71 - 1.18
DEMI-VIE DU CHANGEMENT DE LA CONCENTRATION	$t_{\frac{1}{2}}$	année	0.24
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA LIGNE DE RIVAGE	$D_L$	—	1.76
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA FORME DU LAC	$D_V$	—	0.36
COEFFICIENT DE RETENTION	$R$	—	0.519
VITESSE D'APPORT DE L'EAU PAR UNITE DE SURFACE	$q_s$	m.an <sup>-1</sup>	13.1
RAPPORT D'ALLONGEMENT DU LAC	$R_{al}$	—	1.9
ALTITUDE		m	273.6
PERIMETRE		km	11.3
LONGUEUR MAXIMALE		km	3.1
LARGEUR MAXIMALE		km	1.6
LARGEUR MOYENNE		km	1.06

LAC: Petit Brompton

## DONNEES GENERALES

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR
LATITUDE			45°26'
LONGITUDE			72°06'
PROFONDEUR MOYENNE	$\bar{z}$	m	7.3
PROFONDEUR MAXIMALE	$z_{\max}$	m	19.5
SUPERFICIE	$A_o$	km <sup>2</sup>	0.67
VOLUME	$V$	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	5.26
TEMPS DE RENOUVELLEMENT	$t_w$	année	3.76
TAUX DE RENOUVELLEMENT	$\rho$	année <sup>-1</sup>	0.27
TEMPS DE REPOSE (3-5 $t_{\frac{1}{2}}$ )	$t_R$	année	1.26 - 2.10
DEMI-VIE DU CHANGEMENT DE LA CONCENTRATION	$t_{\frac{1}{2}}$	année	0.42
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA LIGNE DE RIVAGE	$D_L$	—	1.43
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA FORME DU LAC	$D_V$	—	0.37
COEFFICIENT DE RETENTION	$R$	—	0.816
VITESSE D'APPORT DE L'EAU PAR UNITE DE SURFACE	$q_s$	m.an <sup>-1</sup>	1.9
RAPPORT D'ALLONGEMENT DU LAC	$R_{al}$	—	2.5
ALTITUDE		m	265
PERIMETRE		km	4.1
LONGUEUR MAXIMALE		km	1.6
LARGEUR MAXIMALE		km	0.64
LARGEUR MOYENNE		km	0.42

LAC: Saint-François

## DONNEES GENERALES

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR
LATITUDE			45°54'
LONGITUDE			71°09'
PROFONDEUR MOYENNE	$\bar{z}$	m	15.6
PROFONDEUR MAXIMALE	$z \text{ max}$	m	40.1
SUPERFICIE	$A_o$	km <sup>2</sup>	47.1
VOLUME	$V$	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	708.9
TEMPS DE RENOUVELLEMENT	$t_w$	année	0.91
TAUX DE RENOUVELLEMENT	$\rho$	année <sup>-1</sup>	1.1
TEMPS DE REPOSE (3-5 $t_{\frac{1}{2}}$ )	$t_R$	année	1.19 - 1.98
DEMI-VIE DU CHANGEMENT DE LA CONCENTRATION	$t_{\frac{1}{2}}$	année	0.40
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA LIGNE DE RIVAGE	$D_L$	—	4.31
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA FORME DU LAC	$D_V$	—	0.39
COEFFICIENT DE RETENTION	$R$	—	0.492
VITESSE D'APPORT DE L'EAU PAR UNITE DE SURFACE	$q_s$	m.an <sup>-1</sup>	17.2
RAPPORT D'ALLONGEMENT DU LAC	$R_{al}$	—	8.4
ALTITUDE		m	288.2
PERIMETRE		km	105.0
LONGUEUR MAXIMALE		km	27.0
LARGEUR MAXIMALE		km	3.2
LARGEUR MOYENNE		km	1.74

LAC: Stukely

## DONNEES GENERALES

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR
LATITUDE			45°22'
LONGITUDE			72°15'
PROFONDEUR MOYENNE	$\bar{z}$	m	13.1
PROFONDEUR MAXIMALE	$z_{\max}$	m	32.2
SUPERFICIE	$A_o$	km <sup>2</sup>	3.86
VOLUME	$V$	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	53.2
TEMPS DE RENOUVELLEMENT	$t_w$	année	2.5
TAUX DE RENOUVELLEMENT	$\rho$	année <sup>-1</sup>	0.40
TEMPS DE REPOSE (3-5 $t_{\frac{1}{2}}$ )	$t_R$	année	1.77 - 2.96
DEMI-VIE DU CHANGEMENT DE LA CONCENTRATION	$t_{\frac{1}{2}}$	année	0.59
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA LIGNE DE RIVAGE	$D_L$	—	2.3
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA FORME DU LAC	$D_V$	—	0.41
COEFFICIENT DE RETENTION	$R$	—	0.648
VITESSE D'APPORT DE L'EAU PAR UNITE DE SURFACE	$q_s$	m.an <sup>-1</sup>	5.3
RAPPORT D'ALLONGEMENT DU LAC	$R_{al}$	—	3.3
ALTITUDE		m	284.2
PERIMETRE		km	16.0
LONGUEUR MAXIMALE		km	5.3
LARGEUR MAXIMALE		km	1.6
LARGEUR MOYENNE		km	0.72

LAC: Boivin

## DONNEES GENERALES

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR
LATITUDE			45°24'
LONGITUDE			72°43'
PROFONDEUR MOYENNE	$\bar{z}$	m	1.2
PROFONDEUR MAXIMALE	$z \text{ max}$	m	6.9
SUPERFICIE	$A_o$	km <sup>2</sup>	1.60
VOLUME	$V$	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	2.52
TEMPS DE RENOUVELLEMENT	$t_w$	année	0.02
TAUX DE RENOUVELLEMENT	$\rho$	année <sup>-1</sup>	41.7
TEMPS DE REPOSE (3-5 $t_{\frac{1}{2}}$ )	$t_R$	année	0.04 - 0.07
DEMI-VIE DU CHANGEMENT DE LA CONCENTRATION	$t_{\frac{1}{2}}$	année	0.014
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA LIGNE DE RIVAGE	$D_L$	—	2.76
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA FORME DU LAC	$D_V$	—	0.17
COEFFICIENT DE RETENTION	$R$	—	0.357
VITESSE D'APPORT DE L'EAU PAR UNITE DE SURFACE	$q_s$	m.an <sup>-1</sup>	50.0
RAPPORT D'ALLONGEMENT DU LAC	$R_{al}$	—	4.2
ALTITUDE		m	115
PERIMETRE		km	12.4
LONGUEUR MAXIMALE		km	3.4
LARGEUR MAXIMALE		km	0.8
LARGEUR MOYENNE		km	0.58

LAC: Brome

## DONNEES GENERALES

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR
LATITUDE			45°14'
LONGITUDE			72°30'
PROFONDEUR MOYENNE	$\bar{z}$	m	5.8
PROFONDEUR MAXIMALE	$z \text{ max}$	m	12.8
SUPERFICIE	$A_o$	km <sup>2</sup>	14.53
VOLUME	$V$	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	84.05
TEMPS DE RENOUVELLEMENT	$t_w$	année	0.70
TAUX DE RENOUVELLEMENT	$\rho$	année <sup>-1</sup>	1.44
TEMPS DE REPONSE (3-5 $t_{\frac{1}{2}}$ )	$t_R$	année	0.65 - 1.09
DEMI-VIE DU CHANGEMENT DE LA CONCENTRATION	$t_{\frac{1}{2}}$	année	0.22
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA LICNE DE RIVAGE	$D_L$	—	1.56
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA FORME DU LAC	$D_V$	—	0.45
COEFFICIENT DE RETENTION	$R$	—	0.574
VITESSE D'APPORT DE L'EAU PAR UNITE DE SURFACE	$q_s$	m.an <sup>-1</sup>	8.3
RAPPORT D'ALLONGEMENT DU LAC	$R_{al}$	—	1.2
ALTITUDE		m	196
PERIMETRE		km	21.1
LONGUEUR MAXIMALE		km	5.8
LARGEUR MAXIMALE		km	4.8
LARGEUR MOYENNE		km	2.4

LAC: Roxton

## DONNEES GENERALES

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR
LATITUDE			45°28'
LONGITUDE			72°39'
PROFONDEUR MOYENNE	$\bar{z}$	m	3.2
PROFONDEUR MAXIMALE	$z_{\max}$	m	5.5
SUPERFICIE	$A_o$	km <sup>2</sup>	1.79
VOLUME	$V$	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	5.66
TEMPS DE RENOUVELLEMENT	$t_w$	année	0.55
TAUX DE RENOUVELLEMENT	$\rho$	année <sup>-1</sup>	1.83
TEMPS DE REPONSE (3-5 $t_{\frac{1}{2}}$ )	$t_R$	année	0.41 - 0.69
DEMI-VIE DU CHANGEMENT DE LA CONCENTRATION	$t_{\frac{1}{2}}$	année	0.14
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA LIGNE DE RIVAGE	$D_L$	—	1.40
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA FORME DU LAC	$D_V$	—	0.58
COEFFICIENT DE RETENTION	$R$	—	0.632
VITESSE D'APPORT DE L'EAU PAR UNITE DE SURFACE	$q_s$	m.an <sup>-1</sup>	5.8
RAPPORT D'ALLONGEMENT DU LAC	$R_{al}$	—	1.4
ALTITUDE		m	119
PERIMETRE		km	6.7
LONGUEUR MAXIMALE		km	2.1
LARGEUR MAXIMALE		km	1.45
LARGEUR MOYENNE		km	0.85

LAC: Waterloo

## DONNEES GENERALES

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR
LATITUDE			45°20'
LONGITUDE			72°31'
PROFONDEUR MOYENNE	$\bar{z}$	m	2.9
PROFONDEUR MAXIMALE	$z_{\max}$	m	4.9
SUPERFICIE	$A_o$	km <sup>2</sup>	1.50
VOLUME	$V$	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	4.40
TEMPS DE RENOUVELLEMENT	$t_w$	année	0.22
TAUX DE RENOUVELLEMENT	$\rho$	année <sup>-1</sup>	4.47
TEMPS DE REPOSE (3-5 $t_{\frac{1}{2}}$ )	$t_R$	année	0.26 - 0.44
DEMI-VIE DU CHANGEMENT DE LA CONCENTRATION	$t_{\frac{1}{2}}$	année	0.08
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA LIGNE DE RIVAGE	$D_L$	—	2.24
INDICE DE DEVELOPPEMENT DE LA FORME DU LAC	$D_V$	—	0.60
COEFFICIENT DE RETENTION	$R$	—	0.520
VITESSE D'APPORT DE L'EAU PAR UNITE DE SURFACE	$q_s$	m.an <sup>-1</sup>	13.0
RAPPORT D'ALLONGEMENT DU LAC	$R_{al}$	—	2.6
ALTITUDE		m	207
PERIMETRE		km	9.7
LONGUEUR MAXIMALE		km	2.9
LARGEUR MAXIMALE		km	1.1
LARGEUR MOYENNE		km	0.48

ANNEXE 2

Description de chacun des lacs: variables des lacs

## VARIABLES DU LAC: Aylmer

ANNEE	1973	1974
PROFONDEUR DE LA THERMOCLINE (m)	9.5 (août)	-
OXYGENE DISSOUS HYPOLIMNETIQUE (% SATURATION)	50% à 30 m (août)	54% à 28 m (août)
Secchi (m)	AOUT 2.2	Mai 0.9 AOUT 1.5 Moy. 1.2
CHLOROPHYLLE <u>a</u>  (mg/m <sup>3</sup> )	—	—
[P] <sub>T</sub> PRINTEMPS (mg/m <sup>3</sup> )  (T <sup>o</sup> C)	—	27.3  (3 <sup>o</sup> C)
COTE TROPHIQUE CALCULEE	5.1. (août)	—

Note: — signifie absence de données

## VARIABLES DU LAC: Bowker

ANNEE	1974	1975
PROFONDEUR DE LA THERMOCLINE (m)	9 (août)	10 (août)
OXYGENE DISSOUS HYPOLIMNETIQUE (% SATURATION)	58% à 57 m (août)	32% à 36 m (août)
Secchi (m)	MAI 3.6 JUIN 4.4 JUILLET 3.5 AOUT 7.0 MOY. 4.6	MAI 7.0
CHLOROPHYLLE <u>a</u>  (mg/m <sup>3</sup> )	MAI 3.1 JUIN 1.5 JUILLET 0.9  MOY. 1.8	—
[P] <sub>T</sub> PRINTEMPS (mg/m <sup>3</sup> )  (T <sup>o</sup> C)	6.6  (3.5 <sup>o</sup> C)	<6.6  (4.0-5.5 <sup>o</sup> C)
COTE TROPHIQUE CALCULEE	2.9 (août)	—

Note: — signifie absence de données

## VARIABLES DU LAC: BROMPTON

ANNEE	1974	1975
PROFONDEUR DE LA THERMOCLINE (m)	9 (août)	8.5 (août)
OXYGENE DISSOUS HYPOLIMNETIQUE (% SATURATION)	55% à 33 m (août)	54% à 22 m (août)
Secchi (m)	MAI 2.1 JUIN 2.3 JUILLET 2.2 AOUT 2.6 MOY. 2.3	MAI 2.3 AOUT 2.3  MOY. 2.3
CHLOROPHYLLE <u>a</u>  (mg/m <sup>3</sup> )	MAI 6.3 JUIN 4.6 JUILLET 3.0 AOUT 2.9  MOY. 4.2	—
[P] <sub>T</sub> PRINTEMPS (mg/m <sup>3</sup> )  (T <sup>o</sup> C)	8.8  (4.1 <sup>o</sup> C)	20.8 stratification amorcée (4.0 - 10.5 <sup>o</sup> C)
COTE TROPHIQUE CALCULEE	3.8 (août)	—

Note: — signifie absence de données

## VARIABLES DU LAC: LOVERING

ANNEE	1974	1975
PROFONDEUR DE LA THERMOCLINE (m)	7 (août)	7.5 (août)
OXYGENE DISSOUS HYPOLIMNETIQUE (% SATURATION)	8% à 23 m (août)	23% à 23 m (août)
Secchi (m)	MAI 1.8 JUIN 2.7 JUILLET 1.9 AOUT 1.8 MOY. 2.1	MAI 1.8 AOUT 3.4 MOY. 2.6
CHLOROPHYLLE <u>a</u> (mg/m <sup>3</sup> )	MAI 5.1 JUIN 3.7 JUILLET 5.4 AOUT 13.9 MOY 7.0	—
[P] <sub>T</sub> PRINTEMPS (mg/m <sup>3</sup> ) (T <sup>o</sup> C)	< 20.0 <sup>1</sup> (5 <sup>o</sup> C)	10.0 stratification amorcée (5.1 - 12.5 <sup>o</sup> C)
COTE TROPHIQUE CALCULEE	5.6 (août)	—

Note: — signifie absence de données

<sup>1</sup> < 20.0 sauf pour la station 6N3E où elle est de 40.0 à 16 m

## VARIABLES DU LAC: MAGOG

ANNEE	1974	1975
PROFONDEUR DE LA THERMOCLINE (m)	9 (août) <sup>1</sup>	9.5 (août)
OXYGENE DISSOUS HYPOLIMNETIQUE (% SATURATION)	2% à 17 m (août)	3% à 18 m (août)
Secchi (m)	MAI 1.9 JUIN 1.5 JUILLET 1.8 MOY. 1.7	MAI 1.9 AOUT 1.6  MOY. 1.75
CHLOROPHYLLE <u>a</u>  (mg/m <sup>3</sup> )	MAI 10.3 JUIN 15.1 JUILLET 8.9 AOUT 11.8 MOY. 11.5	—
[P] <sub>T</sub> PRINTEMPS (mg/m <sup>3</sup> )  (T <sup>0</sup> C)	17.6  (5 <sup>0</sup> C)	42.5 stratification amorcée (5.7 - 11.5 <sup>0</sup> C)
COTE TROPHIQUE CALCULEE	8.7 (août)	—

Note: — signifie absence de données

<sup>1</sup> stratifié à une seule station; aux autres stations, le lac est trop peu profond

## VARIABLES DU LAC: MASSAWIPPI

ANNEE	1974	1975
PROFONDEUR DE LA THERMOCLINE (m)	10 (août)	10.5 (août)
OXYGENE DISSOUS HYPOLIMNETIQUE (% SATURATION)	—	60% à 40 m (août)
Secchi (m)	MAI 2.0 JUN 2.2 JUILLET 1.8 AOUT 2.2 MOY. 2.05	MAI 2.2 AOUT 2.6 MOY. 2.4
CHLOROPHYLLE <u>a</u> (mg/m <sup>3</sup> )	MAI 17.3 JUN 13.7 JUILLET 5.0 AOUT 5.4 MOY. 10.3	—
[P] <sub>T</sub> PRINTEMPS (mg/m <sup>3</sup> ) (T <sup>o</sup> C)	13.3 (4.5 <sup>o</sup> C)	12.2 (4.5 <sup>o</sup> C)
COTE TROPHIQUE CALCULEE	6.7 (août)	

Note: — signifie absence de données

## VARIABLES DU LAC: MONTJOIE

ANNEE	1974	1975
PROFONDEUR DE LA THERMOCLINE (m)	7.5 (août)	7.5 (août)
OXYGENE DISSOUS HYPOLIMNETIQUE (% SATURATION)	45% à 14 m (août)	35% à 19 m (août)
Secchi (m)	MAI 3.8 JUIN 3.1 JUILLET 2.5 AOUT 2.8 MOY. 3.1	MAI 2.2 AOUT 2.4 MOY. 2.3
CHLOROPHYLLE <u>a</u>  (mg/m <sup>3</sup> )	MAI 1.4 JUIN 1.1 AOUT 1.3 MOY. 1.3	MAI 2.2 AOUT 2.4 MOY. 2.3
[P] <sub>T</sub> PRINTEMPS (mg/m <sup>3</sup> )  (T <sup>o</sup> C)	8.0  (5.2 <sup>o</sup> C)	17.0 stratification amorcée (5.6 - 12.0 <sup>o</sup> C)
COTE TROPHIQUE CALCULEE	4.5 (août)	—

Note: — signifie absence de données

## VARIABLES DU LAC: PETIT BROMPTON

ANNEE	1974	1975
PROFONDEUR DE LA THERMOCLINE (m)	5.5 (août)	6 (août)
OXYGENE DISSOUS HYPOLIMNETIQUE (% SATURATION)	7% à 16 m (août)	12% à 15 m (août)
Secchi (m)	MAI 1.8 JUIN 2.1 JUILLET 2.4 AOUT 2.7 MOY. 2.3	MAI 2.4 AOUT 2.8 MOY. 2.6
CHLOROPHYLLE <u>a</u> (mg/m <sup>3</sup> )	MAI 4.2 JUIN 4.8 JUILLET 2.0 AOUT 2.5 MOY. 3.4	—
[P] <sub>T</sub> PRINTEMPS (mg/m <sup>3</sup> ) (T°C)	13.3 (4.7°C)	31.7 stratification amorcée (5.0 - 13.0°C)
COTE TROPHIQUE CALCULEE	6.1 (août)	—

Note: — signifie absence de données

## VARIABLES DU LAC: SAINT-FRANCOIS

ANNEE	1973	1974
PROFONDEUR DE LA THERMOCLINE (m)	8 (août)	11 (août)
OXYGENE DISSOUS HYPOLIMNETIQUE (% SATURATION)	58% à 30 m (août)	—
Secchi (m)	MAI 1.3 AOUT 2.6 MOY. 1.95	MAI 1.3
CHLOROPHYLLE <u>a</u>  (mg/m <sup>3</sup> )	—	—
[P] <sub>T</sub> PRINTEMPS (mg/m <sup>3</sup> )  (T°C)	—	22.7 (2.6°C)
COTE TROPHIQUE CALCULEE	4.5 (août)	—

Note: — signifie absence de données

## VARIABLES DU LAC: STUKELY

ANNEE	1974	1975
PROFONDEUR DE LA THERMOCLINE (m)	7.5 (août)	8 (août)
OXYGENE DISSOUS HYPOLIMNETIQUE (% SATURATION)	85% à 31 m (août)	88% à 30 m (août)
Secchi (m)	MAI 3.1 JUN 3.0 JUILLET 3.1 AOUT 4.0 MOY. 3.3	MAI 2.8 AOUT 2.4 MOY. 2.6
CHLOROPHYLLE <u>a</u>  (mg/m <sup>3</sup> )	MAI 4.9 JUN 2.9 JUILLET 3.6 AOUT 1.5 MOY. 3.2	—
[P] <sub>T</sub> PRINTEMPS (mg/m <sup>3</sup> )  (T <sup>o</sup> C)	8.3  (4.2 <sup>o</sup> C)	< 7.5 stratification légère amorcée (4.0 - 8.3 <sup>o</sup> C)
COTE TROPHIQUE CALCULEE	3.9 (août)	

Note: — signifie absence de données

## VARIABLES DU LAC: BOIVIN

ANNEE	1975	
PROFONDEUR DE LA THERMOCLINE (m)	—	
OXYGENE DISSOUS HYPOLIMNETIQUE (% SATURATION)	74% à 2.5 m (août)	
Secchi (m)	MAI 1.0 AOUT 0.8 MOY. 0.9	
CHLOROPHYLLE <u>a</u> (mg/m <sup>3</sup> )	MAI 9.6 JUIN 7.2 JUILLET 5.5 AOUT 10.5 MOY. 8.2	
[P] <sub>T</sub> PRINTEMPS (mg/m <sup>3</sup> ) (T°C)	125.0 (18.5°C)	
COTE TROPHIQUE CALCULEE	—	

Note: — signifie absence de données

## VARIABLES DU LAC: BROME

ANNEE	1974	1975
PROFONDEUR DE LA THERMOCLINE (m)	—	—
OXYGENE DISSOUS HYPOLIMNETIQUE (% SATURATION)	0.0% à 10 m (août) <sup>1</sup>	82% à 10 m (août)
Secchi (m)	MAI 1.8 AOUT 1.3 MOY. 1.55	JUIN 2.7 AOUT 1.5 MOY. 2.1
CHLOROPHYLLE <u>a</u>  (mg/m <sup>3</sup> )	—	JUIN 9.1 AOUT 13.5 MOY. 11.3
[P] <sub>T</sub> PRINTEMPS (mg/m <sup>3</sup> ) (T°C)	9.1 (7°C)	80.0 <sup>1</sup> (10.5°C)
COTE TROPHIQUE CALCULEE	—	6.0 (août)

<sup>1</sup> valeur semble douteuse

Note: — signifie absence de données

## VARIABLES DU LAC: ROXTON

ANNEE	1974	1975
PROFONDEUR DE LA THERMOCLINE (m)	—	—
OXYGENE DISSOUS HYPOLIMNETIQUE (% SATURATION)	65% à 5 m (août)	—
Secchi (m)	MAI 0.7 AOUT 0.9 MOY. 0.8	JUIN 1.5 AOUT 1.8 MOY. 1.65
CHLOROPHYLLE <u>a</u>  (mg/m <sup>3</sup> )	—	JUIN 4.1 JUILLET 4.6 AOUT 9.7 MOY. 6.1
[P] <sub>T</sub> PRINTEMPS (mg/m <sup>3</sup> )  (T <sup>o</sup> C)	13.3 (9 <sup>o</sup> C)	27.0 stratification amorcée (10.6 - 17.0 <sup>o</sup> C)
COTE TROPHIQUE CALCULEE	—	5.9 (août)

Note: — signifie absence de données

## VARIABLES DU LAC: WATERLOO

ANNEE	1974	1975
PROFONDEUR DE LA THERMOCLINE (m)	—	—
OXYGENE DISSOUS HYPOLIMNETIQUE (% SATURATION)	59% à 4 m (août)	—
Secchi (m)	MAI 1.0 AOUT 0.7 MOY. 0.85	MAI 1.0 JUN 1.4 AOUT 0.6 MOY. 1.0
CHLOROPHYLLE <u>a</u>  (mg/m <sup>3</sup> )		JUN 19.7 JUILLET 50.6 AOUT 49.8 MOY. 40.0
[P] <sub>T</sub> PRINTEMPS (mg/m <sup>3</sup> )  (T <sup>o</sup> C)	20.0  (8 <sup>o</sup> C)	52.0 stratification amorcée (10.3 - 16.0 <sup>o</sup> C)
COTE TROPHIQUE CALCULEE	—	9.8 (août)

Note: — signifie absence de données

### ANNEXE 3

Description de chacun des lacs: utilisation du territoire  
et calcul des charges spécifiques de phosphore total selon la  
méthode traditionnelle de calcul des apports

LAC: AYLME

UTILISATION DU TERRITOIRE ET CALCUL DES  
CHARGES SPECIFIQUES EN PHOSPHORE

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR	
Superficie du bassin (sans le lac)	$A_d$	km <sup>2</sup>	477.8	
Superficie du lac	$A_o$	km <sup>2</sup>	29.5	
Nombre de lacs	—	—	22	
Superficie moyenne des lacs	S	km <sup>2</sup>	0.31	
Densité de drainage	$D_d$	km <sup>-1</sup>	0.39	
Facteur d'environnement	$f_u$	—	16.2	
Population totale (C)	10332			
Population saisonnière et chalets	3800	Nc =	950	
Population permanente (avec égout A sans égout B)	A = 3900	B =	2632	
Apports annuels en phosphore (kg)	$J_c =$	5100		
Utilisation du Territoire	%	km <sup>2</sup>	Coefficient <sup>1</sup> d'exportation ( $E_s$ )	Apports kgP/an
$A_G$ = Affectation agricole active	12.0	57.6	0.050	2880
I = Zones improductives	13.6	60.2	0.025	1505
M = Marais, marécages	0.2	0.8	0	0
O = Surface d'eau	2.0	9.7	—	—
$F_I$ = Forêt avec substrat igné	—	—	—	—
$F_S$ = Forêt avec substrat sédimentaire	72.5	346.6	0.012	4159
U = Affectation urbaine	0.7	2.9	0.15	435
$\bar{E}_S$ = Coefficient d'exportation moyen	—	—	0.019	—
Total	100	477.8	—	8980
Charge spécifique de Phosphore <sup>1</sup>	Calcul	Symbole	Valeur g/m <sup>2</sup> -an	
A partir du sol	$\frac{\bar{E}_s \cdot A_d / A_o}{\bar{E}_s \cdot f_u}$ ou	$L_s$	0.304	
En provenance de la population	$[(0.71 \times Nc + E) / 0.8] \times 0.75 + A \times 0.8$	$L_c$	0.173	
A partir du ou des lac(s) en amont <sup>2</sup>	$(1-R_a) L_{p_a} \cdot A_o(a) / A_o$	$L_a$	0.487	
A partir des précipitations	—	$L_{pr}$	0.038	
Totale	$L_s + L_c + L_a + L_{pr}$	$L_p$	1.0	

<sup>1</sup> gP/m<sup>2</sup>-an<sup>2</sup> lac Saint-François

LAC: BOWKER

## UTILISATION DU TERRITOIRE ET CALCUL DES CHARGES SPECIFIQUES EN PHOSPHORE

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR	
Superficie du bassin (sans le lac)	$A_d$	km <sup>2</sup>	8.15	
Superficie du lac	$A_o$	km <sup>2</sup>	2.3	
Nombre de lacs	—	—	1	
Superficie moyenne des lacs	S	km <sup>2</sup>	0.09	
Densité de drainage	$D_d$	km <sup>-1</sup>	0.05	
Facteur d'environnement	$f_u$	—	3.5	
Population totale (C)	715			
Population saisonnière et chalets	690	Nc =	173	
Population permanente (avec égout A sans égout B)	A = 0	B =	25	
Apports annuels en phosphore (kg)	$J_c = 90$			
Utilisation du Territoire	%	km <sup>2</sup>	Coefficient <sup>1</sup> d'exportation ( $E_s$ )	Apports kgP/an
$A_G$ = Affectation agricole active	4.9	0.4	0.050	20
I = Zones improductives	8.5	0.7	0.025	17
M = Marais, marécages	-	-	-	-
O = Surface d'eau	-	-	-	-
$F_I$ = Forêt avec substrat igné	52.0	4.2	0.005	21
$F_S$ = Forêt avec substrat sédimentaire	34.6	2.8	0.012	34
U = Affectation urbaine	-	-	-	-
$\bar{E}_s$ = Coefficient d'exportation moyen	-	-	0.011	-
Total	100	8.1	—	92
Charge spécifique de Phosphore <sup>1</sup>	Calcul		Symbole	Valeur g/m <sup>2</sup> -an
A partir du sol	$\frac{\bar{E}_s \cdot A_d}{A_o}$ ou $\bar{E}_s \cdot f_u$		$L_s$	0.040
En provenance de la population	$[(0.71 \times Nc + B) \cdot 0.8] \times 0.75 + A \times 0.8$		$L_c$	0.038
A partir du ou des lac(s) en amont	$\frac{(1-R_a) L_p \cdot A_o(a)}{A_o}$		$L_a$	-
A partir des précipitations	—		$L_{pr}$	0.038
Totale	$L_s + L_c + L_a + L_{pr}$		$L_p$	0.12

<sup>1</sup> gP/m<sup>2</sup>-an

LAC: BROMPTON

UTILISATION DU TERRITOIRE ET CALCUL DES  
CHARGES SPECIFIQUES EN PHOSPHORE

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR	
Superficie du bassin (sans le lac)	$A_d$	km <sup>2</sup>	97.1	
Superficie du lac	$A_o$	km <sup>2</sup>	11.9	
Nombre de lacs	—	—	16	
Superficie moyenne des lacs	S	km <sup>2</sup>	-	
Densité de drainage	$D_d$	km <sup>-1</sup>	0.40	
Facteur d'environnement	$f_u$	—	8.2	
Population totale (C)	2730			
Population saisonnière et chalets	2400	Nc =	600	
Population permanente (avec égout A sans égout B)	A = 0	B =	330	
Apports annuels en phosphore (kg)	$J_c = 454$			
Utilisation du Territoire	%	km <sup>2</sup>	Coefficient <sup>1</sup> d'exportation ( $E_s$ )	Apports kgP/an
$A_G$ = Affectation agricole active	4.5	4.4	0.050	220
I = Zones improductives	12.5	12.2	0.025	305
M = Marais, marécages	-	-	-	-
O = Surface d'eau	3.6	3.5	-	-
$F_I$ = Forêt avec substrat igné	39.7	38.5	0.005	192
$F_S$ = Forêt avec substrat sédimentaire	39.7	38.5	0.012	462
U = Affectation urbaine	-	-	-	-
$\bar{E}_s$ = Coefficient d'exportation moyen	-	-	0.012	-
Total	100	97.1		1180
Charge spécifique de Phosphore <sup>1</sup>	Calcul		Symbole	Valeur g/m <sup>2</sup> -an
A partir du sol	$\frac{\bar{E}_s \cdot A_d / A_o}{\bar{E}_s \cdot f_u}$ ou		$L_s$	0.099
En provenance de la population	$[(0.71 \times Nc + B) / 0.8] \times 0.75 + A \times 0.8$		$L_c$	0.038
A partir du ou des lac(s) en amont	$(I-R) L_p \cdot A_o(a) / A_o$		$L_a$	0.012 <sup>2</sup>
A partir des précipitations	—		$L_{pr}$	0.038
Totale	$L_s + L_c + L_a + L_{pr}$		$L_p$	0.19

<sup>1</sup> gP/m<sup>2</sup>-an<sup>2</sup> Lac Bowker et Lac Stukely: Ces deux lacs se jettent dans deux autres lacs consécutifs avant d'atteindre le lac Brompton.

LAC: LOVERING

UTILISATION DU TERRITOIRE ET CALCUL DES  
CHARGES SPECIFIQUES EN PHOSPHORE

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR	
Superficie du bassin (sans le lac)	$A_d$	km <sup>2</sup>	38.1	
Superficie du lac	$A_o$	km <sup>2</sup>	4.6	
Nombre de lacs	—	—	0	
Superficie moyenne des lacs	S	km <sup>2</sup>	0	
Densité de drainage	$D_d$	km <sup>-1</sup>	0.43	
Facteur d'environnement	$f_u$	—	8.2	
Population totale (C)	2660			
Population saisonnière et chalets	2425	Nc =	606	
Population permanente (avec égout A sans égout B)	A = 0	B =	235	
Apports annuels en phosphore (kg)	$J_c = 400$			
Utilisation du Territoire	%	km <sup>2</sup>	Coefficient <sup>1</sup> d'exportation ( $E_s$ )	Apports kgP/an
$A_G$ = Affectation agricole active	16.7	6.4	0.050	320
I = Zones improductives	18.6	7.1	0.025	175
M = Marais, marécages	-	-	-	-
O = Surface d'eau	-	-	-	-
$F_I$ = Forêt avec substrat igné	-	-	-	-
$F_S$ = Forêt avec substrat sédimentaire	64.7	24.6	0.012	295
U = Affectation urbaine	-	-	-	-
$\bar{E}_S$ = Coefficient d'exportation moyen	-	-	0.021	-
Total	100	38.1	—	790
Charge spécifique de Phosphore <sup>1</sup>	Calcul		Symbole	Valeur g/m <sup>2</sup> -an
A partir du sol	$\frac{\bar{E}_s \cdot A_d}{A_o} \text{ ou } \frac{\bar{E}_s \cdot f_u}{A_o}$		$L_s$	0.171
En provenance de la population	$[(0.71 \times Nc + B) / 0.8] \times 0.75 + A \times 0.8$		$L_c$	0.086
A partir du ou des lac(s) en amont	$(1 - R_a) L_p \cdot A_o(a) / A_o$		$L_a$	—
A partir des précipitations	—		$L_{pr}$	0.038
Totale	$L_s + L_c + L_a + L_{pr}$		$L_p$	0.029

<sup>1</sup> gP/m<sup>2</sup>-an

LAC: MAGOG

UTILISATION DU TERRITOIRE ET CALCUL DES  
CHARGES SPECIFIQUES EN PHOSPHORE

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR	
Superficie du bassin (sans le lac)	$A_d$	km <sup>2</sup>	164.2	
Superficie du lac	$A_o$	km <sup>2</sup>	10.8	
Nombre de lacs	—	—	11	
Superficie moyenne des lacs	S	km <sup>2</sup>	0.0002	
Densité de drainage	$D_d$	km <sup>-1</sup>	0.57	
Facteur d'environnement	$f_u$	—	15.2	
Population totale (C)	5980 <sup>2</sup>			
Population saisonnière et chalets	2640	Nc =	660	
Population permanente (avec égout A sans égout B)	A = 700	B =	2640	
Apports annuels en phosphore (kg)	$J_c = 2400$			
Utilisation du Territoire	%	km <sup>2</sup>	Coefficient <sup>1</sup> d'exportation ( $E_s$ )	Apports kgP/an
$A_G$ = Affectation agricole active	21.6	35.5	0.050	1775
I = Zones improductives	18.2	29.8	0.025	745
M = Marais, marécages	0.9	1.5	0	-
O = Surface d'eau	0.8	1.4	-	-
$F_I$ = Forêt avec substrat igné	-	-	-	-
$F_S$ = Forêt avec substrat sédimentaire	54.8	90.0	0.012	1080
U = Affectation urbaine	3.7	6.0	0.15	900
$\bar{E}_S$ = Ccoefficient d'exportation moyen	-	-	0.027	-
Total	100	164.2	—	4500
Charge spécifique de Phosphore <sup>1</sup>	Calcul		Symbole	Valeur g/m <sup>2</sup> -an
A partir du sol	$\frac{\bar{E}_s \cdot A_d / A_o \text{ ou } \bar{E}_s \cdot f_u}{0.8}$		$L_s$	0.417
En provenance de la population	$[(0.71 \times Nc + B) \times 0.75 + A \times 0.8]$		$L_c$	0.224
A partir du ou des lac(s) en amont	$\frac{(1-R_a) L_p \cdot A_o(a)}{A_o}$		$L_a$	4.312 <sup>2</sup>
A partir des précipitations	—		$L_{pr}$	0.038
Totale	$L_s + L_c + L_a + L_{pr}$		$L_p$	5.0

<sup>1</sup> gP/m<sup>2</sup>-an<sup>2</sup> Voir note sur la page suivante.

Note: Vu que la station de mesure 03021S (voir la carte 3) est à mi-chemin environ entre le lac Memphrémagog et le lac Magog, soit en aval de la ville de Magog, la charge due à la population de Magog est incluse dans la valeur de  $L_a$  c'est-à-dire  $4.312 \text{ g/m}^2\text{-an}$ .

On peut la distinguer par le calcul suivant:

1: Charge spécifique due à la population de Magog

$$- \text{population de Magog} = 14000$$

$$- 14000 \times 0.8 \frac{\text{kg}}{\text{an}} = 11200 \text{ kg/an (apports)}$$

$$- 11200 \frac{\text{kg}}{\text{an}} \times 1000 \frac{\text{g}}{\text{kg}} \times \frac{1}{10.8 \text{ km}^2 \times \frac{10^6 \text{ m}^2}{\text{km}^2}} = 1.037 \text{ g/m}^2\text{-an}$$

Charge spécifique en provenance de la population de Magog =  $1.037 \text{ g/m}^2\text{-an}$

2: Charge mesurée à la station 03021S =  $46571 \text{ kg P/an}$

Charge spécifique d'après la mesure à la station 03021S

$$46571 \frac{\text{kg}}{\text{an}} \times 1000 \frac{\text{g}}{\text{kg}} \times \frac{1}{10.8 \text{ km}^2 \times \frac{10^6 \text{ m}^2}{\text{km}^2}} = 4.312 \text{ g/m}^2\text{-an}$$

3: Charge spécifique à partir de l'utilisation du territoire entre l'exutoire du lac Memphrémagog et la station 03021S (environ  $40 \text{ km}^2$ )

$$\bar{E}_s \cdot fu = 0.027 \times \frac{40}{10.8} = 0.10 \text{ g/m}^2\text{-an}$$

4: Charge spécifique en provenance du lac Memphrémagog

$$4.312 - 0.10 - 1.037 = 3.175 \text{ g/m}^2\text{-an}$$

Dans le reste du bassin du lac Magog (en aval de la station 03021S) il y a quelque 5980 personnes dont 2640 pour la population saisonnière et 3340 pour la population permanente.

IAC: MASSAWIPPI

UTILISATION DU TERRITOIRE ET CALCUL DES  
CHARGES SPECIFIQUES EN PHOSPHORE

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR	
Superficie du bassin (sans le lac)	$A_d$	km <sup>2</sup>	586.6	
Superficie du lac	$A_o$	km <sup>2</sup>	17.9	
Nombre de lacs	—	—	71	
Superficie moyenne des lacs	S	km <sup>2</sup>	0.026	
Densité de drainage	$D_d$	km <sup>-1</sup>	0.68	
Facteur d'environnement	$f_u$	—	32.8	
Population totale (C)	8897			
Population saisonnière et chalets	2530	Nc =	633	
Population permanente (avec égout A sans égout B)	A = 900	B =	5467	
Apports annuels en phosphore (kg)	$J_c =$	4270		
Utilisation du Territoire	%	km <sup>2</sup>	Coefficient <sup>1</sup> d'exportation ( $E_s$ )	Apports kgP/an
$A_G$ = Affectation agricole active	29.1	170.2	0.050	8510
I = Zones improductives	15.4	90.2	0.025	2255
M = Marais, marécages	≈0	0.25	0.0	-
O = Surface d'eau	0.5	3.0	-	-
$F_I$ = Forêt avec substrat igné	1.6	9.5	0.005	45
$F_S$ = Forêt avec substrat sédimentaire	52.6	308.8	0.012	3705
U = Affectation urbaine	0.8	4.7	0.15	705
$\bar{E}_S$ = Coefficient d'exportation moyen	-	-	0.026	-
Total	100	586.6	-	15220
Charge spécifique de Phosphore <sup>1</sup>	Calcul		Symbole	Valeur g/m <sup>2</sup> -an
A partir du sol	$\frac{\bar{E}_s \cdot A_d / A_o}{\bar{E}_s \cdot f_u}$ ou		$L_s$	0.850
En provenance de la population	$[(0.71 \times Nc + B) / 0.8] \times 0.75 + A \times$		$L_c$	0.238
A partir du ou des lac(s) en amont	$(1-R_a) L_p \cdot A_o(a) / A_o$		$L_a$	-
A partir des précipitations	—		$L_{pr}$	0.038
Totale	$L_s + L_c + L_a + L_{pr}$		$L_p$	1.10

<sup>1</sup> gP/m<sup>2</sup>-an

LAC: MONTJOIE

UTILISATION DU TERRITOIRE ET CALCUL DES  
CHARGES SPECIFIQUES EN PHOSPHORE

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR	
Superficie du bassin (sans le lac)	$A_d$	km <sup>2</sup>	10.6	
Superficie du lac	$A_o$	km <sup>2</sup>	3.3	
Nombre de lacs	—	—	2	
Superficie moyenne des lacs	S	km <sup>2</sup>	0.059	
Densité de drainage	$D_d$	km <sup>-1</sup>	0.048	
Facteur d'environnement	$f_u$	—	3.2	
Population totale (C)	240			
Population saisonnière et chalets	230	Nc =	58	
Population permanente (avec égout A sans égout B)	A = 0	B =	10	
Apports annuels en phosphore (kg)	$J_c = 31$			
Utilisation du Territoire	%	km <sup>2</sup>	Coefficient <sup>1</sup> d'exportation ( $E_s$ )	Apports kgP/an
$A_G$ = Affectation agricole active	2.5	0.3	0.050	13
I = Zones improductives	6.2	0.6	0.025	16
M = Marais, marécages	-	-	-	-
O = Surface d'eau	0.6	0.06	-	-
$F_I$ = Forêt avec substrat igné	27.2	2.9	0.005	15
$F_S$ = Forêt avec substrat sédimentaire	63.5	6.8	0.012	81
U = Affectation urbaine	-	-	-	-
$\bar{E}_S$ = Coefficient d'exportation moyen	-	-	0.012	-
Total	100	10.6	-	125
Charge spécifique de Phosphore <sup>1</sup>	Calcul		Symbole	Valeur g/m <sup>2</sup> -an
A partir du sol	$\frac{\bar{E}_s \cdot A_d}{A_o}$ ou $\bar{E}_s \cdot f_u$		$L_s$	0.038
En provenance de la population	$[(0.71 \times Nc + B) / 0.8] \times 0.75 + A \times 0.8$		$L_c$	0.009
A partir du ou des lac(s) en amont	$(1-R_a) L_p \cdot A_o(a) / A_o$		$L_a$	-
A partir des précipitations	—		$L_{pr}$	0.038
Totale	$L_s + L_c + L_a + L_{pr}$		$L_p$	0.08

<sup>1</sup> gP/m<sup>2</sup>-an

LAC: PETIT BROMPTON

## UTILISATION DU TERRITOIRE ET CALCUL DES CHARGES SPECIFIQUES EN PHOSPHORE

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR	
Superficie du bassin (sans le lac)	$A_d$	km <sup>2</sup>	1.8	
Superficie du lac	$A_o$	km <sup>2</sup>	0.67	
Nombre de lacs	—	—	0	
Superficie moyenne des lacs	S	km <sup>2</sup>	-	
Densité de drainage	$D_d$	km <sup>-1</sup>	-	
Facteur d'environnement	$f_u$	—	2.7	
Population totale (C)	825			
Population saisonnière et chalets	810	$N_c =$	203	
Population permanente (avec égout A sans égout B)	$A =$	0	$B =$ 4	
Apports annuels en phosphore (kg)	$J_c =$	95		
Utilisation du Territoire	%	km <sup>2</sup>	Coefficient <sup>1</sup> d'exportation ( $E_s$ )	Apports kgP/an
$A_G$ = Affectation agricole active	-	-	-	-
I = Zones improductives	15.4	0.3	0.025	7
M = Marais, marécages	-	-	-	-
O = Surface d'eau	-	-	-	-
$F_I$ = Forêt avec substrat igné	67.7	1.2	0.005	6
$F_S$ = Forêt avec substrat sédimentaire	16.9	0.3	0.012	4
U = Affectation urbaine	-	-	-	-
$\bar{E}_s$ = Coefficient d'exportation moyen	-	-	0.009	0
Total	100	1.8	-	17
Charge spécifique de Phosphore <sup>1</sup>	Calcul		Symbole	Valeur g/m <sup>2</sup> -an
A partir du sol	$\frac{\bar{E}_s \cdot A_d}{A_o}$ ou $\frac{\bar{E}_s \cdot f_u}{0.8}$		$L_s$	0.025
En provenance de la population	$[(0.71 \times N_c + B) \times 0.75 + A \times 0.8]$		$L_c$	0.142
A partir du ou des lac(s) en amont	$\frac{(1-R_a) L_p \cdot A_o(a)}{A_o}$		$L_a$	— 1
A partir des précipitations	—		$L_{pr}$	0.038
Totale	$L_s + L_c + L_a + L_{pr}$		$L_p$	0.20

<sup>1</sup> gP/m<sup>2</sup>-an

LAC: SAINT-FRANCOIS

UTILISATION DU TERRITOIRE ET CALCUL DES  
CHARGES SPECIFIQUES EN PHOSPHORE

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR	
Superficie du bassin (sans le lac)	$A_d$	km <sup>2</sup>	1157.0	
Superficie du lac	$A_o$	km <sup>2</sup>	47.1	
Nombre de lacs	—	—	76	
Superficie moyenne des lacs	S	km <sup>2</sup>	0.142	
Densité de drainage	$D_d$	km <sup>-1</sup>	0.50	
Facteur d'environnement	$f_u$	—	24.6	
Population totale (C)	8448			
Population saisonnière et chalets	2000	Nc =	500	
Population permanente (avec égout A sans égout B)	A = 660	B =	5788	
Apports annuels en phosphore (kg)	$J_c = 4210$			
Utilisation du Territoire	%	km <sup>2</sup>	Coefficient <sup>1</sup> d'exportation ( $E_s$ )	Apports kgP/an
$A_G$ = Affectation agricole active	14.7	170.0	0.050	8500
I = Zones improductives	13.7	158.5	0.025	3960
M = Marais, marécages	0.5	5.9	0	0
O = Surface d'eau	1.5	17.8	-	-
$F_I$ = Forêt avec substrat igné	-	-	-	-
$F_S$ = Forêt avec substrat sédimentaire	69.3	801.5	0.012	9620
U = Affectation urbaine	0.3	3.3	0.15	495
$\bar{E}_S$ = Coefficient d'exportation moyen	-	-	0.019	-
Total	100	1157	-	22575
Charge spécifique de Phosphore <sup>1</sup>	Calcul		Symbole	Valeur g/m <sup>2</sup> -an
A partir du sol	$\frac{\bar{E}_s \cdot A_d}{A_o}$ ou $\bar{E}_s \cdot f_u$		$L_s$	0.479
En provenance de la population	$[(0.71 \times Nc + B) / 0.8] \times 0.75 + A \times 0.8$		$L_c$	0.089
A partir du ou des lac(s) en amont	$(1-R_a) L_{p_a} \cdot A_o(a) / A_o$		$L_a$	-
A partir des précipitations	—		$L_{pr}$	0.038
Totale	$L_s + L_c + L_a + L_{pr}$		$L_p$	0.60

<sup>1</sup> gP/m<sup>2</sup>-an

LAC: STUKELY

UTILISATION DU TERRITOIRE ET CALCUL DES  
CHARGES SPECIFIQUES EN PHOSPHORE

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR	
Superficie du bassin (sans le lac)	$A_d$	km <sup>2</sup>	14.9	
Superficie du lac	$A_o$	km <sup>2</sup>	3.9	
Nombre de lacs	—	—	1	
Superficie moyenne des lacs	S	km <sup>2</sup>	0.0001	
Densité de drainage	$D_d$	km <sup>-1</sup>	0.06	
Facteur d'environnement	$f_u$	—	3.9	
Population totale (C)	370			
Population saisonnière et chalets	365	Nc =	91	
Population permanente (avec égout A sans égout B)	A = 0	B =	5	
Apports annuels en phosphore (kg)	$J_c = 42$			
Utilisation du Territoire	%	km <sup>2</sup>	Coefficient <sup>1</sup> d'exportation ( $E_s$ )	Apports kgP/an
$A_G$ = Affectation agricole active	1.7	0.2	0.050	12
I = Zones improductives	18.3	2.7	0.025	68
M = Marais, marécages	-	-	-	-
O = Surface d'eau	-	-	-	-
$F_I$ = Forêt avec substrat igné	4.0	0.6	0.005	3
$F_S$ = Forêt avec substrat sédimentaire	76.0	11.4	0.012	137
U = Affectation urbaine	-	-	-	-
$\bar{E}_S$ = Coefficient d'exportation moyen	-	-	0.015	-
Total	100	14.9	-	220
Charge spécifique de Phosphore <sup>1</sup>	Calcul		Symbole	Valeur g/m <sup>2</sup> -an
A partir du sol	$\frac{\bar{E}_s \cdot A_d}{A_o}$ ou $\bar{E}_s \cdot f_u$		$L_s$	0.057
En provenance de la population	$[(0.71 \times Nc + B) / 0.8] \times 0.75 + A \times 0.8$		$L_c$	0.011
A partir du ou des lac(s) en amont	$(1-R_a) L_p \cdot A_o(a) / A_o$		$L_a$	-
A partir des précipitations	—		$L_{pr}$	0.038
Totale	$L_s + L_c + L_a + L_{pr}$		$L_p$	0.11

<sup>1</sup> gP/m<sup>2</sup>-an

LAC: BOIVIN

UTILISATION DU TERRITOIRE ET CALCUL DES  
CHARGES SPECIFIQUES EN PHOSPHORE

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR	
Superficie du bassin (sans le lac)	$A_d$	km <sup>2</sup>	172.2	
Superficie du lac	$A_o$	km <sup>2</sup>	1.6	
Nombre de lacs	—	—	19	
Superficie moyenne des lacs	S	km <sup>2</sup>	0.26	
Densité de drainage	$D_d$	km <sup>-1</sup>	0.53	
Facteur d'environnement	$f_u$	—	107.6	
Population totale (C)	7600			
Population saisonnière et chalets	0	$N_c =$	0	
Population permanente (avec égout A sans égout B)	$A =$	$B =$	7600 <sup>2</sup>	
Apports annuels en phosphore (kg)	$J_c =$ 4560			
Utilisation du Territoire	%	km <sup>2</sup>	Coefficient <sup>1</sup> d'exportation ( $E_s$ )	Apports kgP/an
$A_G$ = Affectation agricole active	22.4	38.6	0.050	1930
I = Zones improductives	32.7	56.3	0.025	1400
M = Marais, marécages	0.2	0.3	0	-
O = Surface d'eau	0.9	1.6	-	-
$F_I$ = Forêt avec substrat igné	2.1	3.6	0.005	20
$F_S$ = Forêt avec substrat sédimentaire	40.1	69.0	0.012	830
U = Affectation urbaine	1.6	2.8	0.15	420
$\bar{E}_S$ = Coefficient d'exportation moyen	-	-	0.027	-
Total	100	172.2	-	4600
Charge spécifique de Phosphore <sup>1</sup>	Calcul		Symbole	Valeur g/m <sup>2</sup> -an
A partir du sol	$\frac{\bar{E}_s \cdot A_d / A_o}{\bar{E}_s \cdot f_u}$ ou		$L_s$	2.873
En provenance de la population	$[(0.71 \times N_c + B) / 0.8] \times 0.75 + A \times 0.8$		$L_c$	2.850 <sup>3</sup>
A partir du ou des lac(s) en amont	$(I-R)_a L_{p_a} \cdot A_o(a) / A_o$		$L_a$	0.408
A partir des précipitations	—		$L_{pr}$	0.038
Totale	$L_s + L_c + L_a + L_{pr}$		$L_p$	6.2

<sup>1</sup> gP/m<sup>2</sup>-an<sup>2</sup> Waterloo = 5000; bassin versant = 2600.<sup>3</sup> On doit considérer cette valeur comme très maximale (surestimée) car la ville de Waterloo est loin du lac Boivin.

LAC: BROME

UTILISATION DU TERRITOIRE ET CALCUL DES  
CHARGES SPECIFIQUES EN PHOSPHORE

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR	
Superficie du bassin (sans le lac)	$A_d$	km <sup>2</sup>	185.7	
Superficie du lac	$A_o$	km <sup>2</sup>	14.5	
Nombre de lacs	—	—	31	
Superficie moyenne des lacs	S	km <sup>2</sup>	0.013	
Densité de drainage	$D_d$	km <sup>-1</sup>	0.608	
Facteur d'environnement	$f_u$	—	12.8	
Population totale (C)	5775			
Population saisonnière et chalets	1200	Nc =	300	
Population permanente (avec égout A sans égout B)	A = 0	B =	4575	
Apports annuels en phosphore (kg)	$J_c = 2875$			
Utilisation du Territoire	%	km <sup>2</sup>	Coefficient <sup>1</sup> d'exportation ( $E_s$ )	Apports kgP/an
$A_G$ = Affectation agricole active	14.6	27.1	0.050	1355
I = Zones improductives	29.1	54.0	0.025	1350
M = Marais, marécages	0.3	0.5	0	-
O = Surface d'eau	0.2	0.3	-	-
$F_I$ = Forêt avec substrat igné	2.7	5.0	0.005	25
$F_S$ = Forêt avec substrat sédimentaire	51.5	95.6	0.012	1150
U = Affectation urbaine	1.7	3.2	0.15	480
$\bar{E}_s$ = Coefficient d'exportation moyen	-	-	0.023	-
Total	100	185.7	-	4360
Charge spécifique de Phosphore <sup>1</sup>	Calcul	Symbole	Valeur g/m <sup>2</sup> -an	
A partir du sol	$\frac{\bar{E}_s \cdot A_d / A_o}{\bar{E}_s \cdot f_u}$ ou	$L_s$	0.300	
En provenance de la population	$[(0.71 \times Nc + B) \cdot 0.8] \times 0.75 + A \times \frac{0.8}{0.8}$	$L_c$	0.198	
A partir du ou des lac(s) en amont	$\frac{(1-R_a) L_p \cdot A_o(a)}{A_o}$	$L_a$	-	
A partir des précipitations	—	$L_{pr}$	0.038	
Totale	$L_s + L_c + L_a + L_{pr}$	$L_p$	0.53	

<sup>1</sup> gP/m<sup>2</sup>-an

LAC: ROXTON

UTILISATION DU TERRITOIRE ET CALCUL DES  
CHARGES SPECIFIQUES EN PHOSPHORE

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR	
Superficie du bassin (sans le lac)	$A_d$	km <sup>2</sup>	15.6	
Superficie du lac	$A_o$	km <sup>2</sup>	1.8	
Nombre de lacs	—	—	1	
Superficie moyenne des lacs	S	km <sup>2</sup>	0.026	
Densité de drainage	$D_d$	km <sup>-1</sup>	0.90	
Facteur d'environnement	$f_u$	—	8.7	
Population totale (C)	1560			
Population saisonnière et chalets	1400	$N_c =$	350	
Population permanente (avec égout A sans égout B)	A = 0	B =	160	
Apports annuels en phosphore (kg)	$J_c = 245$			
Utilisation du Territoire	%	km <sup>2</sup>	Coefficient <sup>1</sup> d'exportation ( $E_s$ )	Apports kgP/an
$A_G$ = Affectation agricole active	21.1	3.3	0.050	165
I = Zones improductives	44.1	6.9	0.025	172
M = Marais, marécages	-	-	-	-
O = Surface d'eau	-	-	-	-
$F_I$ = Forêt avec substrat igné	0.7	0.1	0.005	≈ 0
$F_S$ = Forêt avec substrat sédimentaire	34.1	5.3	0.012	63
U = Affectation urbaine	-	-	-	-
$\bar{E}_s$ = Coefficient d'exportation moyen	-	-	0.026	-
Total	100	15.6	-	400
Charge spécifique de Phosphore <sup>1</sup>	Calcul		Symbole	Valeur g/m <sup>2</sup> -an
A partir du sol	$\frac{\bar{E}_s \cdot A_d / A_o}{\bar{E}_s \cdot f_u}$ ou		$L_s$	0.224
En provenance de la population	$[(0.71 \times N_c + B) / 0.8] \times 0.75 + A \times 0.8$		$L_c$	0.137
A partir du ou des lac(s) en amont	$(1 - R_a) L_p \cdot A_o(a) / A_o$		$L_a$	-
A partir des précipitations	—		$L_{pr}$	0.038
Totale	$L_s + L_c + L_a + L_{pr}$		$L_p$	0.40

<sup>1</sup> gP/m<sup>2</sup>-an

LAC: WATERLOO

UTILISATION DU TERRITOIRE ET CALCUL DES  
CHARGES SPECIFIQUES EN PHOSPHORE

DONNEE	SYMBOLE	UNITE	VALEUR	
Superficie du bassin (sans le lac)	$A_d$	$\text{km}^2$	31.6	
Superficie du lac	$A_o$	$\text{km}^2$	1.5	
Nombre de lacs	—	—	5	
Superficie moyenne des lacs	S	$\text{km}^2$	0.004	
Densité de drainage	$D_d$	$\text{km}^{-1}$	0.66	
Facteur d'environnement	$f_u$	—	21.0	
Population totale (C)	470 <sup>2</sup>			
Population saisonnière et chalets	120	$N_c =$	30	
Population permanente (avec égout A sans égout B)	A = 0	B =	350	
Apports annuels en phosphore (kg)	$J_c =$ 225			
Utilisation du Territoire	%	$\text{km}^2$	Coefficient <sup>1</sup> d'exportation ( $E_s$ )	Apports kgP/an
$A_G$ = Affectation agricole active	20.4	6.4	0.050	320
I = Zones improductives	22.7	7.2	0.025	180
M = Marais, marécages	0.6	0.2	0	-
O = Surface d'eau	-	-	-	-
$F_I$ = Forêt avec substrat igné	-	-	-	-
$F_S$ = Forêt avec substrat sédimentaire	47.7	15.1	0.012	180
U = Affectation urbaine	8.6	2.7	0.15	400
$\bar{E}_S$ = Coefficient d'exportation moyen	-	-	0.034	-
Total	100	31.6	-	1080
Charge spécifique de Phosphore <sup>1</sup>	Calcul		Symbole	Valeur $\text{g}/\text{m}^2\text{-an}$
A partir du sol	$\frac{\bar{E}_s \cdot A_d}{A_o}$ ou $\bar{E}_s \cdot f_u$		$L_s$	0.724
En provenance de la population	$[(0.71 \times N_c + B) / 0.8] \times 0.75 + A \times 0.8$		$L_c$	0.148
A partir du ou des lac(s) en amont	$(1-R_a) L_p \cdot A_o(a) / A_o$		$L_a$	-
A partir des précipitations	—		$L_{pr}$	0.038
Totale	$L_s + L_c + L_a + L_{pr}$		$L_p$	0.91

<sup>1</sup>  $\text{gP}/\text{m}^2\text{-an}$ <sup>2</sup> La ville de Waterloo est à 98% sur le réseau d'égout se jetant en aval du lac.

ANNEXE 4

Production de phosphore par carreau et calcul des charges  
spécifiques de phosphore total selon la méthode de calcul d'ap-  
ports de l'INRS-Eau.

Lac Aylmer

Carreau no	Apports réels (kg P/jour)	Apports potentiels (kg P/jour)
10053A	2.42	10.78
10053D	2.42	10.78
10054B	6.99	52.86
10055B	1.8	9.51
10055C	2.13	11.24
10055D	2.7	14.27
10056B	0.41	1.61
9904A	1.38	13.27
9905A	7.5	62.39
9906B	12.36	67.0
9907B	5.76	9.12
9779A	3.13	12.33
9780C	2.19	10.79
TOTAL	51.19	285.95

Charge quotidienne =  $51.19 + 285.95 \times 0.05 = 65.5$  kg P/jour

Charge spécifique du bassin immédiat\* =  $\frac{65.5 \times 365}{29.5 \times 1000} = 0.81$  g/m<sup>2</sup>-an

Charge spécifique venant du lac Saint-François\*\*  $1.13 \times 0.508 \times \frac{47.1}{29.5} = 0.91$  g/m<sup>2</sup>-an

(1) Charge spécifique annuelle (L<sub>p</sub>) =  $0.81 + 0.91 = \underline{\underline{1.72}}$  g/m<sup>2</sup>-an

(2) Selon la station de mesure 03022A (voir la carte 3)

- Charge annuelle mesurée = 34106 kg P

Lac Aylmer (suite)

- Charge spécifique mesurée

$$34106 \frac{\text{kg}}{\text{an}} \times \frac{1000\text{g}}{\text{kg}} \times \frac{1}{29.5 \text{ km}^2} \times \frac{10^6 \text{ m}^2}{\text{km}^2} = 1.16 \text{ g/m}^2\text{-an}$$

- Charge spécifique annuelle\*\*\* ( $L_p$ ) = 1.16 + 0.81 = 1.97 g/m<sup>2</sup>-anCharge spécifique annuelle (g/m<sup>2</sup>-an) ( $L_p$ )

(1)  $L_p(1) = \underline{1.72 \text{ g/m}^2\text{-an}}$

(2)  $L_p(2) = \underline{1.97 \text{ g/m}^2\text{-an}}$

## Notes:

\* Dans les pages suivantes, on écrit la formule simplifiée suivante:

$$\frac{\text{charge quotidienne} \times 365 \text{ jours}}{\text{superficie du lac} \times 1000} = x \text{ g P/m}^2\text{-an}$$

\*\* Selon la formule 3.10 (section 3.2.1.6) qui s'écrit:

$$L_a = (1-R_a) L_{p_a} \frac{A_o(a)}{A_o}$$

\*\*\* La station 03022A n'est pas à l'exutoire immédiat du lac Saint-François, mais plus en aval. Cela veut dire que la charge spécifique totale est quelque peu surestimée ici et qu'elle se rapprocherait probablement de la valeur 1 .

Lac Bowker

Carreau no	Apports réels (kg P/jour)	Apports potentiels (kg P/jour)
9351C (29%)	0.46	6.03
TOTAL	0.46	6.03

Charge quotidienne

$$0.46 + 6.03 \times 0.05 = 0.76 \text{ kg P/jour}$$

Charge spécifique annuelle (g/m<sup>2</sup>-an) (L<sub>p</sub>)

$$\frac{0.76 \times 365}{2.3 \times 1000} = 0.12$$

$$L_p = \underline{\underline{0.12 \text{ g/m}^2\text{-an}}}$$

Lac Brompton

Carreau no	Apports réels (kg P/jour)	Apports potentiels (kg P/jour)
9429A	1.57	19.76
9430A	3.88	27.12
9351C (71%)	1.13	14.76
Total	6.58	61.64

## Charge quotidienne

$$6.58 + 61.64 \times 0.05 = 9.66 \text{ kg P/jour}$$

## Charge spécifique du bassin immédiat

$$\frac{9.66 \times 365}{11.9 \times 1000} = 0.296 \text{ g/m}^2\text{-an}$$

## Charge spécifique venant du lac Stukely\*

$$0.352 \times 0.17 \times \frac{3.9}{11.9} = 0.019 \text{ g/m}^2\text{-an}$$

## Charge spécifique venant du lac Bowker\*

$$0.333 \times 0.12 \times \frac{2.3}{11.9} = 0.008 \text{ g/m}^2\text{-an}$$

Charge spécifique annuelle\*\* (g/m<sup>2</sup>-an) (L<sub>p</sub>)

$$0.296 + 0.019 + 0.008 = 0.32$$

$$L_p = \underline{\underline{0.32 \text{ g/m}^2\text{-an}}}$$

Lac Brompton (suite)

## Notes:

- \* Selon la formule 3.10 (section 3.2.1.6) qui s'écrit:

$$L_a = (1-R_a) L_{p_a} \frac{A_o(a)}{A_o}$$

- \*\* Si on considère les charges sortant des lacs Bowker et Stukely comme s'acheminant totalement au lac Brompton sans perte en cours de rivière et via les lacs Leclerc et Fraser, la valeur globale de 0.32 ne peut être interprétée que comme une valeur maximale, probablement très surestimée. Les deux lacs Leclerc et Fraser, agissant comme pièges à phosphore, font que la vraie valeur de charge devrait être inférieure à la valeur trouvée.

Lac Lovering

Carreau no	Apports réels (kg P/jour)	Apports potentiels (kg P/jour)
9427C (60%)	1.43	45.3
9348B	0.21	3.21
Total	1.64	48.51

Charge quotidienne

$$1.64 + 48.51 \times 0.05 = 4.07 \text{ kg P/jour}$$

Charge spécifique annuelle (g/m<sup>2</sup>-an) (L<sub>p</sub>)

$$\frac{4.07 \times 365}{4.6 \times 1000} = 0.32$$

$$L_p = \underline{\underline{0.32 \text{ g/m}^2\text{-an}}}$$

Lac Magog

Carreau no	Apports réels (kg P/jour)	Apports potentiels (kg P/jour)
9482A	1.27	37.03
9483A (80%)	2.75	37.25
9484B	0.3	8.41
9428A	30.12	100.09
9429C (50%)	1.8	22.3
9429B	1.71	21.47
9430C	0.26	1.84
<b>Total</b>	<b>38.2</b>	<b>228.4</b>

Charge quotidienne =  $38.2 + 228.4 \times 0.05 = 49.6$  kg P/jour

Charge spécifique du bassin immédiat

$$\frac{49.6 \times 365}{10.8 \times 1000} = 1.68 \text{ g/m}^2\text{-an}$$

Charge spécifique venant du lac Memphrémagog\*

$$0.75 \times 0.441 \times \frac{95.3}{10.8} = 2.94 \text{ g/m}^2\text{-an}$$

(1) Charge spécifique annuelle ( $L_p$ ) =  $2.94 + 1.68 = \underline{\underline{4.62 \text{ g/m}^2\text{-an}}}$

(2) Selon la station de mesure 03021S (voir carte 3)

- charge annuelle mesurée = 46571 kg P

- charge spécifique mesurée

$$\frac{46571 \times 1000}{10.8 \times 10^6} = 4.31 \text{ g/m}^2\text{-an}$$

- charge spécifique totale\*\* ( $L_p$ ) =  $4.31 + 1.68 = \underline{\underline{5.99 \text{ g/m}^2\text{-an}}}$

Lac Magog (suite)

Charge spécifique annuelle (g/m<sup>2</sup>-an) (L<sub>p</sub>)

$$(1) L_p (1) = \underline{\underline{4.62 \text{ g/m}^2\text{-an}}}$$

$$(2) L_p (2) = \underline{\underline{5.99 \text{ g/m}^2\text{-an}}}$$

## Notes:

- \* Selon la formule 3.10 (section 3.2.1.6) qui s'écrit:

$$L_a = (1-R_a) L_{p_a} \frac{A_o(a)}{A_o}$$

0.75 g/m<sup>2</sup>-an = charge spécifique du lac Memphrémagog

0.559 = coefficient de rétention du lac Memphrémagog

95.3 km<sup>2</sup> = superficie du lac Memphrémagog

- \*\* La station 03021S n'est pas à l'exutoire immédiat du lac Memphrémagog, mais plus en aval. Cela veut dire que la charge spécifique totale est quelque peu surestimée ici et qu'elle se rapprocherait probablement de la valeur 1.

Lac Massawippi

Carreau no	Apports réels (kg P/jour)	Apports potentiels (kg P/jour)
9534C	0.48	5.75
9534A	0.71	8.62
9535D	1.31	100.35
9536B	0.41	42.41
9537B	0.18	13.0
9507A	4.25	97.42
9508B	1.02	30.92
9508A	3.7	111.79
9509B	1.09	37.88
9509A	1.57	54.35
9510A	3.85	74.06
9479A	0.75	79.39
9480A	0.47	25.88
9480B	0.21	11.76
9480C	1.07	58.82
9480D	0.82	44.70
9481A	2.33	103.24
9482B	0.94	27.47
9425A	0.62	2.06
9426A	2.3	73.86
9427A	1.19	37.76
9427B	0.43	13.48
9428B	0.50	9.90
Total	30.02	1064.87

Lac Massawippi (suite)

Charge quotidienne

$$30.02 + 1064.87 \times 0.05 = 83.3 \text{ kg P/jour}$$

Charge spécifique annuelle (g/m<sup>2</sup>-an) (L<sub>p</sub>)

$$\frac{83.3 \times 365}{17.9 \times 1000} = 1.70$$

$$L_p = \underline{\underline{1.70 \text{ g/m}^2\text{-an}}}$$

Lac Montjoie

Carreau no	Apports réels (kg P/jour)	Apports potentiels (kg P/jour)
9430B (38%)	0.92	6.46
Total	0.92	6.46

Charge quotidienne

$$0.92 + 6.46 \times 0.05 = 1.24 \text{ kg P/jour}$$

Charge spécifique annuelle (g/m<sup>2</sup>-an) (L<sub>p</sub>)

$$\frac{1.24 \times 365}{3.3 \times 1000} = 0.14$$

$$L_p = \underline{\underline{0.14 \text{ g/m}^2\text{-an}}}$$

Lac Petit Brompton

Carreau no	Apports réels (kg P/jour)	Apports potentiels (kg P/jour)
9430B (7%)	0.17	1.19
Total	0.17	1.19

Charge quotidienne

$$0.17 + 1.19 \times 0.05 = 0.23 \text{ kg P/jour}$$

Charge spécifique annuelle ( $\text{g/m}^2\text{-an}$ ) ( $L_p$ )

$$\frac{0.23 \times 365}{0.67 \times 1000} = 0.125$$

$$L_p = \underline{\underline{0.125 \text{ g/m}^2\text{-an}}}$$

Lac Saint-François

Carreau no	Apports réels (kg P/jour)	Apports potentiels (kg P/jour)
10616A	3.84	29.75
10616D	1.47	11.39
10617C	2.72	65.97
10417D	1.77	7.8
10418C	0.63	4.77
10418D	5.95	45.28
10418B	0.39	2.98
10419A	4.13	90.91
10419B	0.97	21.31
10419C	1.35	29.83
10420B	7.1	237.19
10421C	2.13	135.99
10421D	0.37	23.80
10223A	0.32	0.18
10224A	5.33	10.49
10224D	1.45	2.86
10225A	6.24	28.19
10225B	0.56	2.53
10225C	1.2	5.42
10229D	1.55	25.16
10229C	1.03	16.77
10052A	1.17	3.99
10053B	0.73	3.23
10057A	1.44	22.81
10226A	6.32	78.62
10227A	6.64	137.54
10228A	1.75	24.36
10228B	5.67	111.0
10054A	2.07	19.55
10055A	1.56	8.22
10056A	6.16	24.47
Total	84.01	1231.36

Lac Saint-François (suite)

Charge quotidienne

$$84.01 + 1231.36 \times 0.05 = 146 \text{ kg P/jour}$$

Charge spécifique annuelle (g/m<sup>2</sup>-an) (L<sub>p</sub>)

$$\frac{146 \times 365}{47.1 \times 1000} = 1.13$$

$$L_p = \underline{\underline{1.13 \text{ g/m}^2\text{-an}}}$$

Lac Stukely

Carreau no	Apports réels (kg P/jour)	Apports potentiels (kg P/jour)
9350A (68%)	1.46	6.92
Total	1.46	6.92

Charge quotidienne

$$1.46 + 6.92 \times 0.05 = 1.80 \text{ kg P/jour}$$

Charge spécifique annuelle (g/m<sup>2</sup>-an) (L<sub>p</sub>)

$$\frac{1.80 \times 365}{3.9 \times 1000} = 0.17$$

$$L_p = \underline{\underline{0.17 \text{ g/m}^2\text{-an}}}$$

Lac Boivin

Carreau no	Apports réels (kg P/jour)	Apports potentiels (kg P/jour)
9121A (57%)	6.62	52.0
9122B	2.59	80.55
8972B (50%)	0.79	40.11
8973B	0.97	53.211
8973C	1.12	61.4
8802B (60%)	0.18	22.8
Total	12.27	322.3

Charge quotidienne

$$12.27 + 322.3 \times 0.05 = 28.4 \text{ kg P/jour}$$

Charge spécifique du bassin immédiat

$$\frac{28.4 \times 365}{1.6 \times 1000} = 6.47 \text{ g/m}^2\text{-an}$$

Charge spécifique venant du lac Waterloo\*

$$0.48 \times 1.7 \times \frac{1.5}{1.6} = 0.76 \text{ g/m}^2\text{-an}$$

Charge spécifique annuelle (g/m<sup>2</sup>-an) (L<sub>p</sub>)

$$6.47 + 0.76 = 7.23$$

$$L_p = \underline{\underline{7.23 \text{ g/m}^2\text{-an}}}$$

Lac Boivin (suite)

---

Note:

\* Selon la formule 3.10 (section 3.2.1.6) qui s'écrit

$$L_a = (1-R_a) L_{p_a} \frac{A_o(a)}{A_o}$$

Lac Brome

Carreau no	Apports réels (kg P/jour)	Apports potentiels (kg P/jour)
9245D	1.24	4.94
9246C	2.67	40.62
9247C	2.85	51.91
9119A	1.19	20.9
9121D	0.28	9.6
9120B	2.38	64.33
(70%)		
<b>Total</b>	<b>10.6</b>	<b>192.3</b>

Charge quotidienne

$$10.6 + 192.3 \times 0.05 = 20.2 \text{ kg P/jour}$$

Charge spécifique annuelle (g/m<sup>2</sup>-an) (L<sub>p</sub>)

$$\frac{20.2 \times 365}{14.5 \times 1000} = 0.51$$

$$L_p = \frac{0.51 \text{ g/m}^2\text{-an}}{\underline{\quad\quad\quad}}$$

Lac Roxton

Carreau no	Apports réels (kg P/jour)	Apports potentiels (kg P/jour)
8973D 58%	1.36	36.8
Total	1.36	36.8

Charge quotidienne

$$1.36 + 36.8 \times 0.05 = 3.2 \text{ kg P/jour}$$

Charge spécifique annuelle (g/m<sup>2</sup>-an) (L<sub>p</sub>)

$$\frac{3.2 \times 365}{1.8 \times 1000} = 0.65$$

$$L_p = \underline{\underline{0.65 \text{ g/m}^2\text{-an}}}$$

Lac Waterloo

Carreau no	Apports réels (kg P/jour)	Apports potentiels (kg P/jour)
9121A (43%)	5.0	39.2
Total	5.0	39.2

Charge quotidienne

$$5.0 + 39.2 \times 0.05 = 6.96 \text{ kg P/jour}$$

Charge spécifique annuelle (g/m<sup>2</sup>-an) (L<sub>p</sub>)

$$\frac{6.96 \times 365}{1.5 \times 1000} = 1.7$$

$$L_p = 1.7 \text{ g/m}^2\text{-an}$$