

Record Number:

Author, Monographic: Cluis, D.//Couture, P.//Bégin, R.//Visser, S. A.

Author Role:

Title, Monographic: Biodisponibilité des nutriments en rivière : continuité des charges
produites et exportées

Translated Title:

Reprint Status:

Edition:

Author, Subsidiary:

Author Role:

Place of Publication: Québec

Publisher Name: INRS-Eau

Date of Publication: 1986

Original Publication Date: Février 1986

Volume Identification:

Extent of Work: v, 41

Packaging Method: pages

Series Editor:

Series Editor Role:

Series Title: INRS-Eau, Rapport de recherche

Series Volume ID: 190

Location/URL:

ISBN: 2-89146-188-6

Notes: Rapport annuel 1985-1986

Abstract: 10.00\$

Call Number: R000190

Keywords: rapport/ ok/ dl

BIODISPONIBILITÉ DES NUTRIMENTS EN
RIVIÈRE: CONTINUITÉ DES CHARGES
PRODUITES ET EXPORTÉES

D. CLUIS, P. COUTURE, R. BÉGIN et S.V. VISSER

Rapport scientifique no 190

Février 1986

BIODISPONIBILITÉ DES NUTRIMENTS EN
RIVIÈRE: CONTINUITÉ DES CHARGES
PRODUITES ET EXPORTÉES

D. CLUIS, P. COUTURE, R. BÉGIN et S.V. VISSER

Rapport scientifique no 190

Février 1986

RÉSUMÉ

Par rapport à des milieux lacustres, les caractéristiques physiques particulières des milieux rivières sont des facteurs qui compliquent et masquent la nature des relations générales entre les apports en nutriments et la fertilité du milieu.

Dans cet article, une approche est présentée, permettant de relier l'utilisation du territoire d'un bassin à la biodisponibilité des nutriments de la rivière qui le draine. Dans une première étape, un modèle d'apports relie les utilisations du territoire aux charges en nutriments exportées et conduit à la définition d'un niveau d'enrichissement potentiel (NEP) basé sur le rapport des charges annuelles calculées exportées en azote et phosphore. Ce niveau d'enrichissement potentiel (NEP) présente une bonne correspondance avec un niveau d'enrichissement réel (NER), calculé comme une valeur annuelle représentative des rapports N/P des nutriments dissous mesurés. Dans une seconde étape, une équation de continuité entre ce niveau d'enrichissement potentiel (NEP) et les charges exportées des paramètres de biodisponibilité des éléments nutritifs (potentiel de fertilité et chlorophylle-a totale) a été établie sur une base régionale. Ces équations, établies à 7 stations du bassin de la rivière Yamaska-Nord ont permis de différencier la biodisponibilité des eaux drainées selon les épisodes hydrologiques (crues, étiages) et les saisons (été, hiver).

ABSTRACT

Unlike lake ecosystems, the particular physical characteristics of running waters are factors which intricate and shadow the nature of the general relationships between nutrient loadings and fertility. In this paper, an approach is presented allowing to establish a relationship between the land uses of a watershed and the bioavailability of nutrients contained in the draining river. In a first step a loading model relates the land uses to the exported nutrients and leads to the definition of a potential enrichment level (PEL) deduced from the calculated annual nitrogen and phosphorus exports.

This potential enrichment level (PEL) exhibits a good similarity with an actual enrichment level (AEL) as a measured mean representative value of the dissolved nutrient ratio N/P. In a second step, a continuity equation between this level of potential enrichment (PEL) and the exported loadings for nutrient bioavailability parameters (fertility potential and total chlorophyll-a) has been established on a regional basis. These equations have allowed, on seven sampling stations located on the Yamaska-North river, to differentiate the availability behaviour of drained waters according to hydrologic events (floods - low flows) and seasons (winter, summer).

Table des matières

	<u>Page</u>
Résumé	i
Abstract	ii
Table des matières	iii
Liste des tableaux	iv
Liste des figures	v
1. Introduction	1
2. Matériel et méthodes	4
2.1 Description du territoire	4
2.2 Calcul des charges	8
2.3 Échantillonnage	10
3. Résultats et discussions	13
3.1 Utilisation du territoire et rapport N:P des charges simulé ...	13
3.2 Correspondance entre NEP et NER	15
3.3 Les composantes biologiques et la biodisponibilité des éléments nutritifs en milieu lotique	22
3.4 Potentiel de fertilité et chlorophylle: variation spatiale	23
3.5 Relation entre l'utilisation du territoire et la biodisponibilité des éléments nutritifs	25
4. Conclusions	33
5. Références bibliographiques	35

Liste des tableaux

	<u>Page</u>
Tableau 1: Caractéristiques des plans d'eau du bassin versant de la rivière Yamaska-Nord	6
Tableau 2: Utilisation du sol à l'intérieur du bassin versant de la rivière Yamaska-Nord	9
Tableau 3: Répartition des charges simulés en N et en P à l'intérieur du bassin versant de la rivière Yamaska-Nord	14
Tableau 4: Rapport atomique des concentrations mesurées et des charges simulées en N et en P	17
Tableau 5: Valeurs moyennes du PF et de la chl-a _t aux différents stations	24
Tableau 6: Ajustements obtenus pour l'ensemble des mesures et les différentes saisons hydrologiques	30

Liste des figures

	<u>Page</u>
Figure 1: Évolution des densités de population et des rapports N:P calculés	5
Figure 2: Profil en long de la rivière Yamaska-Nord	7
Figure 3: Teneurs en chl- a_t des unités de PF pour la gamme des valeurs de l'échantillonnage	27
Figure 4: Droites de régression obtenus à partir des données de crues et d'étiages	29

1. INTRODUCTION

Les nombreuses contraintes environnementales imposées à l'écosystème aquatique suite à l'accroissement de l'utilisation de cette ressource, a conduit les organismes gouvernementaux qui opèrent des réseaux de surveillance, à développer diverses approches pour préciser les variations de la qualité du milieu aquatique et permettre une meilleure compréhension des facteurs et des mécanismes intervenant dans le processus de dégradation de cette ressource (Blaise et al., 1985). Parmi ces facteurs, l'industrialisation de même que le développement intensif des populations humaines sont reconnus pour accélérer le processus de dégradation du système aquatique (Ravara, 1979). L'influence de l'industrialisation se manifeste aussi dans l'agriculture; les anciennes pratiques sont modifiées par les nouvelles technologies comme l'utilisation des engrais et des pesticides, et l'avènement des élevages intensifs. Conséquemment, les rivières, tout en étant des sources d'approvisionnement en eau potable, deviennent également des voies faciles pour la disposition des déchets.

Dès lors, ces apports augmentent les teneurs en éléments altérageux extrinsèques du système aquatique (agents stimulateurs et inhibiteurs). En favorisant l'inhibition ou la stimulation des fonctions métaboliques des composantes biotiques de l'écosystème, ces composés entraînent des modifications importantes chez les communautés aquatiques. On peut citer, par exemple, l'apport sans cesse croissant d'éléments activateurs, en particulier les formes disponibles de l'azote et du phosphore qui, en favorisant la production de biomasse phytoplanctonique, accélèrent l'eutrophisation des plans d'eau et engendrent des changements majeurs au niveau de l'utilisation

de la ressource (Jones et Lee, 1982; Lang & Brown, 1981; Likens & Loucks, 1978).

Les modèles prédictifs de la qualité de l'eau constituent un outil de première importance dans le processus d'évaluation des dangers et des risques environnementaux induits par des substances altérables. Dans cette perspective, une meilleure connaissance de la relation existant entre l'utilisation d'un territoire et la biodisponibilité des éléments nutritifs (azote, phosphore) dans le milieu aquatique s'avère essentielle pour améliorer la précision des modèles prédictifs de la qualité de l'eau. Cette relation est perçue par Golterman (1980) comme étant l'assemblage de deux sous-unités: la première reliant la production des substances nutritives à l'intérieur d'un territoire à la concentration en nutriments transités à la rivière drainant cette région (Duda, 1982; Beaulac et Reckhow, 1982; Loehr, 1979) et la seconde associant la concentration en nutriments à la biomasse de producteurs primaires (Canfield, 1983; Jones et Lee, 1982; Walker et Hilman, 1982). Bien que certains auteurs se soient intéressés aux formes biodisponibles en particulier (Forsberg et Claesson, 1981; Chiaudani, 1981; Nalewajko et Lean, 1980), il n'existe pas, à notre connaissance en rivières, d'études qui procèdent directement à l'analyse de ces variables en fonction de l'utilisation du territoire.

Les caractéristiques physiques particulières d'un milieu lotique se traduisent par l'apparition d'un gradient de conditions, tel qu'illustré par le concept du "continuum" (Vannote et al., 1980; Boot et al., 1985); ces conditions sont contraignantes pour l'établissement de relations générales entre les apports en nutriments et la fertilité du milieu en milieu rivière. Nos objectifs sont précisément d'apporter de meilleures connaissances dans

ce domaine en mettant en relation l'utilisation du territoire d'un petit bassin versant (Rivière Yamaska-Nord) et la biodisponibilité des éléments nutritifs présents dans la rivière qui draine ce territoire. Ils correspondent en particulier à (i) valider le mode de simulation des charges en N et P drainés et (ii) établir une relation entre, d'une part, le potentiel de fertilité et la chlorophylle-a totale ($chl-a_t$), et, d'autre part, avec l'utilisation du territoire drainé.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Description du territoire

La rivière Yamaska-Nord, localisée près de Montréal est l'un des deux principaux tributaires de la rivière Yamaska et est située dans la région amont du bassin de cette rivière (figure 1). De l'amont vers l'aval, le bassin versant de la rivière Yamaska-Nord couvre trois régions physiographiques distinctes: le plateau appalachien, le piedmont et les basses terres du Saint-Laurent.

La rivière coule d'est en ouest sur une longueur de 62 km et draine une superficie de 294 km² où se côtoient des activités industrielles et agricoles. Les principales agglomérations urbaines sont d'une part la ville de Waterloo située à l'amont du bassin comportant 5 000 habitants et 27 industries, et d'autre part la ville de Granby avec ses 35 000 habitants et ses 125 industries. Les trois principaux plans d'eau situés sur ce bassin versant sont: le lac Waterloo, le réservoir Choinière et le lac Boivin; leurs caractéristiques physiques générales apparaissent au tableau 1. Les activités agricoles majeures sont liées aux élevages intensifs du porc situés à proximité du réservoir Choinière et de la municipalité de Saint-Alphonse où des élevages de poulets sont également présents.

Le régime hydrologique de la rivière, associé aux caractéristiques topographiques de la région, se manifeste par des zones d'écoulements rapides en amont du réservoir Choinière, et des écoulements lents en aval de la ville de Granby; ceci est mis en évidence dans le profil en long illustré à la figure 2.

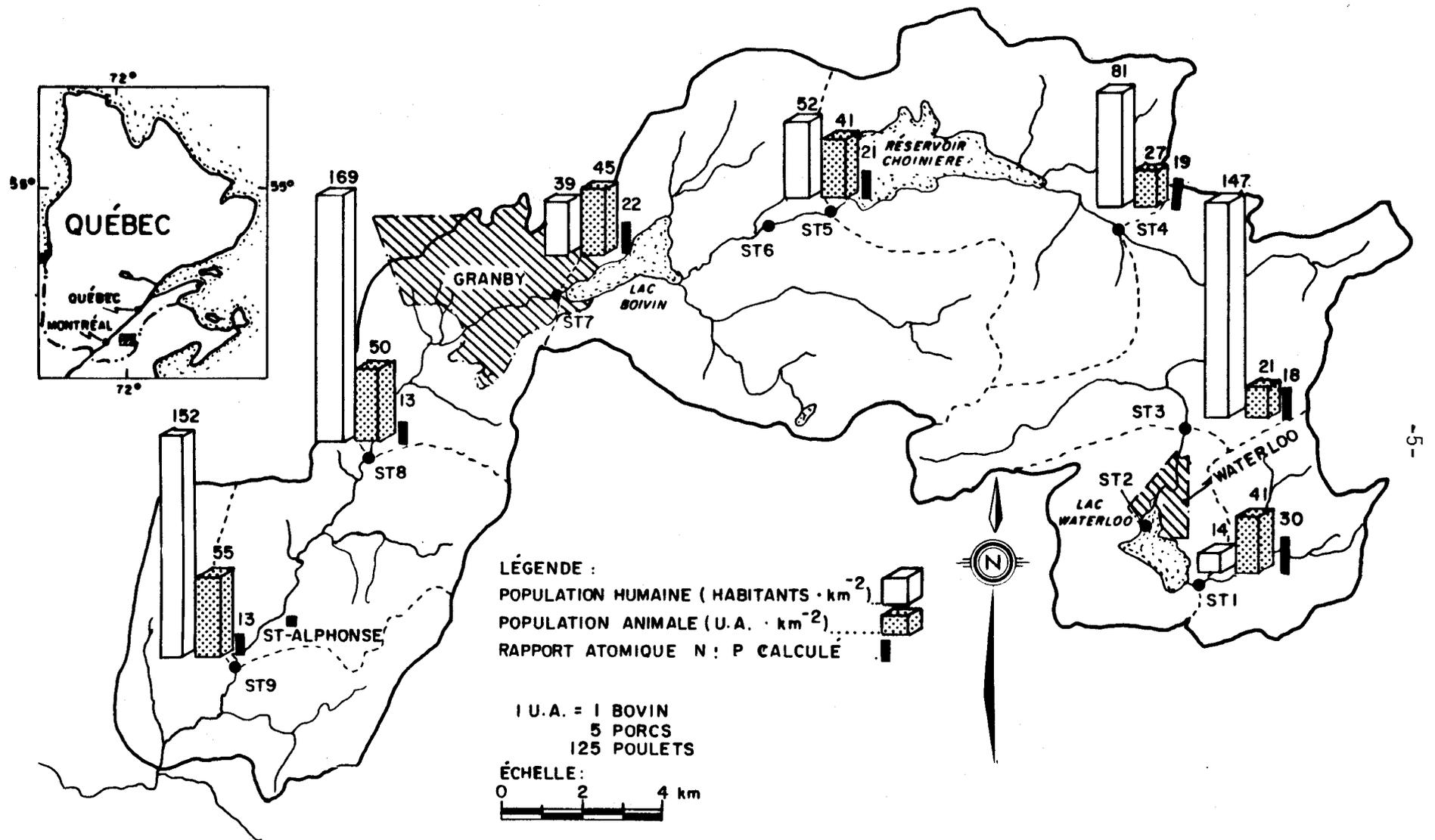


FIGURE 1: Evolution des densités de population et des rapports N:P calculés.

Tableau 1: Caractéristiques des plans d'eau du bassin versant de la rivière Yamaska-Nord

Caractéristiques	Lac Waterloo	Réservoir Choinière	Lac Boivin
élévation	221 m	143 m	122 m
superficie du bassin versant ¹	29,4 km ²	152,8 km ²	221 km ²
superficie	1,5 km ²	5,3 km ²	1,8 km ²
longueur maximum	2,9 km	5,8 km	3,4 km
largeur maximum	1,1 km	1,5 km	0,8 km
profondeur maximum	5,2 m	17,9 m	7,3 m
profondeur moyenne	2,6 m	6,5 m	1,3 m
volume	3,68 x 10 ⁶ m ³	28,3 x 10 ⁶ m ³	2,52 x 10 ⁶ m ³
taux de renouvellement			
moyenne annuelle ²	56 j	130 j	8 j
moyenne été ³	123 j	- ⁴	23 j

¹ Superficie du bassin versant entier, y compris le bassin immédiat du plan d'eau.

² Taux de renouvellement = volume ÷ débit annuel moyen.

³ Taux de renouvellement en été = volume ÷ débit moyen pour les mois de juin, juillet et août.

⁴ Données non disponible

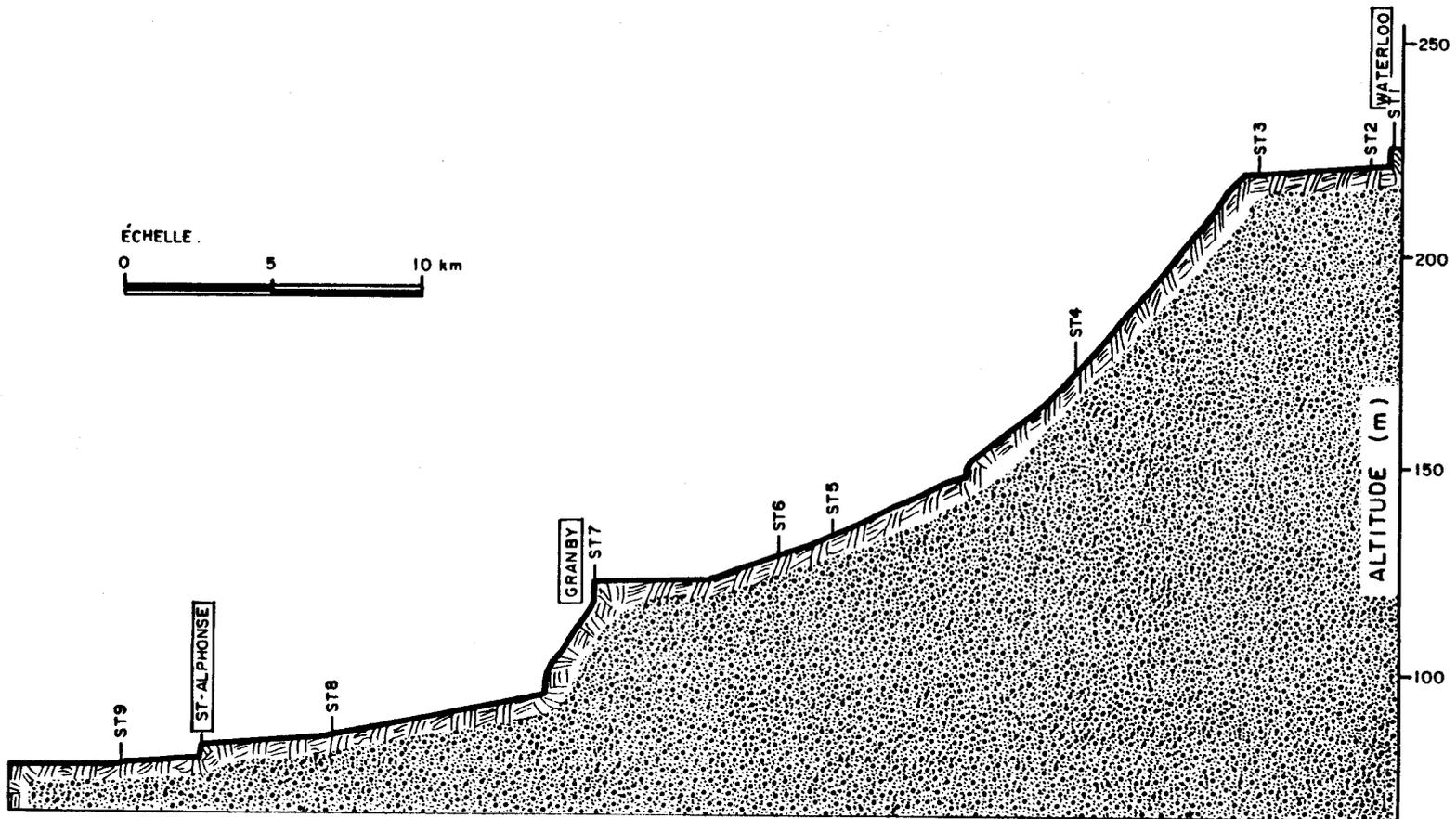


FIGURE 2: Profil en long de la rivière Yamaska-Nord.

Pour les fins de la présente étude, le bassin a été subdivisé en sous-unités de drainage; neuf stations de contrôle et d'échantillonnage (ST1 à ST9) ont été établies de l'amont vers l'aval de la rivière Yamaska-Nord.

Calcul des charges

2.2 Calcul des charges

Les charges en éléments nutritifs (N et P) sont simulées à l'aide d'un modèle d'apport (Cluis et al., 1979; MRN, 1977). Les principales étapes de la technique sont sensiblement les mêmes que celles utilisées par Couture et al. (1980) et permettent de relier les statistiques d'utilisation d'un territoire aux quantités d'azote et de phosphore transitées. Les données nécessaires au calcul des charges apparaissent au tableau 2; elles proviennent d'estimation cartographiques et de statistiques municipales extraites du recensement de 1971 qui sont regroupées et ventilées proportionnellement à la superficie des sous-unités de drainage. Le nombre de porcs par municipalité a toutefois été révisé et ajusté en tenant compte de l'importance du développement que ce type d'élevage avait pris dans cette région depuis 1971. Ces opérations se sont effectuées à partir d'un dénombrement fait en 1978 par les Services de protection de l'environnement du Québec (Massé, 1978). Pour chacun des apports identifiés (égoûts domestiques, rejets industriels, ruissellement, élevage, précipitations, forêts), la production spécifique en azote et en phosphore a été établie en différenciant les apports ponctuels à la rivière et les apports diffus c'est-à-dire non totalement transférés au milieu aquatique.

Tableau 2: Utilisation du sol à l'intérieur du bassin versant de la rivière Yamaska-Nord*.

Point de contrôle	Surface drainée km ²	Forêt		Agriculture		Densité de population			Densité d'élevage			Superficies fertilisées km ²	Industries nombre d'employés
		km ²	%	km ²	%	avec égout HAB km ⁻²	sans égout HAB km ⁻²	totale HAB km ⁻²	bovins Têtes km ⁻²	porcs Têtes km ⁻²	volailles Têtes km ⁻²		
ST1	19,3	7,7	40	10,8	56	-	14	14	28	54	256	0,40	-
ST3	37,4	15,0	40	21,0	56	133	14	147	14	28	132	0,78	983
ST4	75,4	33,1	44	39,7	53	66	15	81	21	27	86	2,13	-
ST5	143,9	71,1	49	69,3	48	35	17	52	24	78	215	6,00	-
ST7	226,6	104,5	46	117,9	52	22	17	39	25	86	363	8,69	-
ST8	262,0	113,8	43	143,8	55	151	18	169	26	96	605	11,07	5962
ST9	294,0	121,8	41	167,8	57	134	18	152	27	107	818	12,86	-

* ST2 et ST6 sont absent des points de contrôle parce qu'ils ne sont pas situées à l'exutoire d'une sous-unité de drainage.
HAB = habitants.

2.3 Échantillonnage

Les prélèvements furent effectués mensuellement entre mars 1977 et août 1978. La fréquence d'échantillonnage tient compte des considérations de Greene et al. (1975) sur la représentativité des variables biologiques. Ces considérations supposent un échantillonnage minimum de 4 fois dans l'année, durant les différentes saisons et conditions hydrologiques, pour caractériser avec une certaine fiabilité le niveau de production d'un écosystème. Cela est spécialement vrai pour un système lotique qui subit constamment des fluctuations de débit. La technique de prélèvement, pratiquée à partir de ponts routiers, consiste à obtenir un échantillon représentatif de la colonne d'eau à l'endroit du prélèvement; à cette fin, l'opération vise à remplir un contenant d'un litre en polyéthylène à l'aide d'un hydrocapteur, en effectuant un mouvement alternatif vertical.

Techniques analytiques: variables chimiques

Les déterminations des teneurs en azote et en phosphore ont été effectuées sur des échantillons filtrés sur membranes GFC (1,2 μm); ils sont conservés au maximum durant 3 jours, à l'obscurité, à 4°C dans des contenants en polyéthylène. Les formes filtrées du phosphore total (PT), et de l'azote total (NT: $\text{NK} + \text{NO}_3 + \text{NO}_2$) sont dosées selon les procédures standards du système auto-analyseur Technicon (APHA, 1975).

Techniques analytiques: variables biologiques

Les échantillons réservés au dosage de la chlorophylle ont été filtrés (GFC: 1,2 μm) sur les lieux du prélèvement et seules les membranes sont transportées (4°C, obscurité) au laboratoire. Le dosage s'effectue en fluorescence selon la technique de Stainton et al. (1974). Dans le présent travail seul la forme chlorophylle-a totale (chl-a_t) est considérée.

Le potentiel de fertilité (PF) a été déterminé selon une technique semblable à celles des bio-essais avec algues développés par l'Environmental Protection Agency des États-Unis (US EPA, 1971). Après stérilisation (1,1 kg.cm^{-2} ; 121°C; 30 minutes), l'échantillon estensemencé avec une culture d'algues (Selenastrum capricornutum) de façon à obtenir une concentration de 5 000 algues. ml^{-1} . La souche d'où proviennent les inocula est repiquée toutes les semaines et, seules des cultures en phase exponentielle sont utilisées lors des ensemencements. Les conditions d'incubation sont les suivantes: 16 heures de photopériode, 95 $\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (lampe fluorescente: "cool white"). Afin de favoriser la diffusion du CO_2 dans les échantillons et conséquemment éviter un contrôle de la croissance découlant d'une limitation en CO_2 , les différentes précautions suggérées par U.S. EPA (1971, 1978) sont appliquées: i) les tests sont réalisés sur 40 ml d'échantillon dans des fioles coniques de 125 ml afin d'obtenir un rapport surface/volume optimal, ii) les incubateurs sont pourvus d'un système de renouvellement d'air et iii) les échantillons sont agités chaque jour manuellement. Après 14 jours, alors que la phase stationnaire est atteinte, la concentration cellulaire dans les échantillons est déterminée à l'aide d'un compteur électronique de particules (Coulter Counter Model TA-11; cellule de 70 μm). La

valeur ainsi obtenue (nombre de particules.ml⁻¹), est transformée en biomasse (poids sec: mg.l⁻¹) à l'aide du facteur de conversion approprié à la souche et déterminé selon la procédure décrite par Campbell et al. (1976) et Joubert (1980).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Utilisation du territoire et rapport N:P des charges simulées

En considérant l'ensemble du territoire (ST9), les caractéristiques d'utilisation du sol (tableau 2) montrent l'importance relative des zones agricoles (57%) par rapport aux surfaces occupées par la forêt (41%) sur ce bassin versant. D'ailleurs, on observe une augmentation des densités d'animaux d'élevage à partir de ST4 jusqu'à ST9; de plus, de fortes densités de population humaine caractérisent ST3, ST8 et ST9.

Les rapports N:P apparaissant à la figure 1 sont calculés à partir des charges en azote et en phosphore cumulées à chaque station (tableau 3). Les densités de population sont, de façon significative inversement corrélées aux rapports N:P ($r = -0.906$; $N = 7$; $t_{0,995} = 4,032$; $t = 4,80$); par contre, la relation n'est pas significative ($r = -0.242$; $N = 7$; $t_{0,25} = 0,727$, $t = 0,557$; avec les densités d'animaux d'élevages. Il semble donc que les rapports N:P faibles soient associés aux stations où les densités de population sont élevées comme en témoignent d'ailleurs les valeurs à ST3 et ST8, deux stations situées respectivement en aval des villes de Waterloo et Granby.

Une caractérisation de ces rapports N:P peut être tentée en appliquant les connaissances acquises par l'étude des variations des rapports N:P obtenus des concentrations en azote et en phosphore détectées dans les eaux de surface. Globalement, ce dernier rapport constitue pour Chiaudani et Vighi (1974) un indice empirique des niveaux d'enrichissement des eaux en nutriments. Plus particulièrement, étant donné que, d'une part, les eaux d'ef

Tableau 3: Répartition des charges simulées en N et en P à l'intérieur du bassin versant de la rivière Yamaska-Nord.

Point de contrôle	Charge en N kg.j ⁻¹	Apports	Charge en P kg.j ⁻¹
ST1	27		2
ST3	158		19
ST4	218		25
ST5	356		38
ST7	523		54
ST8	1282		219
ST9	1384		229

fluents urbains présentent des rapports N:P faibles (Ahl, 1979), et que, d'autre part, dans les eaux de surface le rapport N:P des milieux eutrophes est inférieur à celui des systèmes oligotrophes (Couture et al., 1980; Robarts et Southall, 1977), on peut considérer que ce rapport est non seulement représentatif de l'importance de l'utilisation du territoire, mais également du niveau d'eutrophisation du système aquatique. D'ailleurs, il est également connu (Likens et Loucks, 1978) que le niveau des concentrations en nutriments mesurés dans les écosystèmes aquatiques reflètent généralement l'intensité de l'utilisation du territoire drainé. Ces considérations suggèrent donc que les rapports N:P calculés ici à partir des charges simulées en azote et phosphore caractérisent des niveaux d'enrichissement potentiel (NEP) pour chacune des stations. Ainsi les valeurs faibles de N:P traduisent par des NEP élevés; conséquemment, en considérant les valeurs N:P illustrées à la figure 1, les NEP des différents tronçons de la rivière Yamaska-Nord se classent selon l'ordre suivant: ST8 = ST9 > ST3 = ST4 > ST5 = ST7 > ST1.

3.2 Correspondance entre NEP et NER

Alors qu'à la section précédente, on a considéré les rapports N:P calculés à partir des charges simulées pour définir les NEP, on discutera maintenant des niveaux d'enrichissement réels (NER) lesquels sont établis à partir des rapports N:P déterminés à partir des teneurs en N et P dosés aux différentes stations.

De la tête du bassin jusqu'à son embouchure, les moyennes des rapports N:P varient entre 78 et 15 (tableau 4). La plus faible valeur est observée en ST8, une station qui reçoit les effluents de la ville de Granby; la valeur la plus forte se trouve en ST2 située à l'exutoire du lac Waterloo. D'autres valeurs relativement faibles en ST3, ST4 et ST9 se répartissent suivant la proximité amont de l'un ou l'autre des deux centres urbains d'importance (Villes de Waterloo et Granby), les rapports faibles étant près des centres.

De plus la distribution des moyennes des rapports N:P permet de distinguer trois groupes de stations (tableau 4). Un premier groupe ST1, ST2 et ST5, est associé à la tête du bassin et aux principaux plans d'eau dont les valeurs sont significativement plus élevées que celles du deuxième groupe (ST3, ST4, ST8 et ST9) situées près des zones urbaines et finalement le troisième, constitué de ST6 et ST7 dont les valeurs sont intermédiaires. En corrélant ces rapports N:P avec les densités de population une relation significative inverse est obtenue ($r = -0,785$; $N = 7$; $t_{0,975} = 2,571$; $t = 2,835$).

Trois stations intègrent des conditions caractéristiques d'un milieu lacustre; en effet, ST2, ST5 et ST7 sont respectivement situées immédiatement en aval du lac Waterloo, du réservoir Choinière et du lac Boivin. Il est intéressant de noter qu'en ST2 et ST5, les rapports sont significativement plus élevées qu'en ST7. Diverses caractéristiques abiotiques et biotiques de ces plans d'eau peuvent être invoquées afin d'expliquer cette différence. D'une part, le lac Boivin, dont la profondeur moyenne est de 1,3 mètre supporte une abondante prolifération de macrophytes aquatiques durant la saison estivale (Provencher et al., 1979). Carignan et Kalff

Tableau 4: Rapport atomique des concentrations mesurées* et des charges simulées** en N et P.

* N:P déterminées à partir des charges en azote et phosphore mesurés									
Stations	ST1	ST2	ST5	ST3	ST4	ST8	ST9	ST6	ST7
\bar{X}	70	78	65	18	21	15	22	49	30
$\bar{X} + \sigma$	104	116	94	30	35	22	33	66	43
$\bar{X} - \sigma$	36	40	36	6	7	8	11	32	17
n*	18	19	19	18	19	18	18	19	19
** N:P déterminés à partir de la simulation des charges en azote et phosphore									
	30	-	21	18	19	13	13	-	22

n = nombre de mesures

(1980) ont démontré qu'en milieu aquatique, les plantes vasculaires supérieures utilisent presque exclusivement le phosphore des sédiments superficiels pour leur croissance et relâchent en eau libre du phosphore sous une forme soluble rapidement assimilable (Carignan et Kalff, 1982); ce relargage contribue donc, sur une base saisonnière, à l'enrichissement en phosphore dissous des zones littorales peu profondes et favorise l'apparition de valeurs faibles du rapport N:P. Par ailleurs, il faut souligner que les teneurs en azote aux stations ST5 et ST6 ne sont pas significativement différentes en ST7: l'Analyse Factorielle des Correspondances indique pour cet élément un comportement semblable en ST5, ST6 et ST7. D'autre part, le lac Boivin présente un taux de renouvellement moyen de 8 jours, ce qui est court par rapport à ceux de respectivement 56 et 130 jours du lac Waterloo et du réservoir Choinière. Ce taux de renouvellement affecte la rétention du phosphore en milieu lacustre de telle sorte que plus le taux de renouvellement est lent, plus la rétention du phosphore est importante dans le plan d'eau (Lee et al., 1978). Le renouvellement des eaux du lac Boivin étant plus rapide, la rétention du phosphore y est moins importante, et le rapport N:P observé à l'exutoire plus faible.

Les valeurs du rapport N:P calculé superposées à celles du rapport établi avec les concentrations mesurées (tableau 4) montrent dans l'ensemble une bonne concordance. En effet, majorité des points associés au rapport calculé se situent dans l'intervalle de confiance des rapports mesurés à l'exception de ST1 et ST5. Ces deux stations présentent des rapports N:P mesurés supérieures à ceux calculés.

Le rapport N:P calculé, étant strictement fonction des apports théoriques évalués à priori pour les sous-unités de drainage, ne tient pas compte

de deux facteurs importants qui participent dans ce cas-ci à l'augmentation du rapport N:P mesuré: le premier est la rétention du phosphore au niveau du réservoir Choinière (en se basant sur les concentrations moyennes des 18 mois: perte de 93% du phosphore entre ST4 et ST5) et le deuxième est l'importance relative des apports en azote des eaux de la nappe phréatique. Par contre, des fortes valeurs sont observées respectivement en ST1 et ST2. L'absence de sources superficielles en éléments nutritifs, associée à la faible activité biologique et à la lenteur des réactions chimiques causées par les basses températures font, qu'à ces deux stations, les mesures d'azote et de phosphore sont représentatives de la qualité de eaux de la nappe. Cela est vérifié par le calcul du rapport N:P à partir des quantités d'azote et de phosphore total dissous mesurées dans les eaux souterraines de la région de Waterloo en 1977; en effet Simard et Des Rosiers (1979) y ont déterminé un rapport N:P = 133 lorsque les apports superficiels sont négligeables.

Cela s'explique du fait que le modèle d'apports utilisé pour générer les charges théoriques est basé, sur l'emploi des apports moyens annuels: la charge L en kg/j à la sortie de chaque unité de drainage est calculée à partir des productions ponctuelles P_i et diffuses D_i ainsi que d'un schéma de drainage utilisant le quadrillage Universel Transverse de Mercator (UTM) comme support cartographique. Ce modèle d'apports est décrit en détail par Cluis et al. (1979). Dans le cas du bassin de la rivière Yamaska-Nord, une version simplifiée de ce modèle a été utilisée. Il s'agit de l'utilisation du modèle sur une base annuelle, sans échantillonnage de contrôle pour évaluer les apports à l'exutoire de chaque sous-unité de draina-

ge. Sur cette base et pour une année hydrologique moyenne, les apports en charge d'azote et de phosphore d'un bassin versant s'écrivent:

$$L = \sum L_i = \sum P_i + C_I \cdot \sum D_i$$

où L_i ($\text{kg} \cdot \text{j}^{-1}$) représente le flux journalier moyen transité pour l'élément i ; les coefficients C_I , représentant la fraction des apports potentiels atteignant la rivière ont été établis à 15% et 5,6% pour l'azote et le phosphore respectivement; ces valeurs ont été ajustées antérieurement lors de l'application du modèle d'apport sur l'ensemble du bassin de la rivière Yamaska et sont du même ordre de grandeur que ceux établis par Vollenweider (1968); la différence entre ces coefficients de transfert est attribuable essentiellement à des considérations de mobilités chimiques et biochimiques de l'azote et du phosphore. Il faut noter ici que le modèle ne tient compte que des eaux courantes superficielles excluant, à court terme, les échanges avec les sédiments, les effets de réservoir et les apports souterrains. Malgré cela, autant pour les rapports calculés que pour les rapports mesurés, les valeurs les plus faibles sont observées aux stations influencées par des zones urbanisées et les valeurs les plus fortes se retrouvent aux stations caractérisées par les plus faibles densités de population.

Ainsi, la correspondance entre les deux modes de détermination du rapport paraît suffisante pour suggérer que le rapport N:P calculé est adéquat pour représenter le niveau d'enrichissement potentiel (NEP) de la rivière, d'autant plus que ce rapport est significativement corrélé avec celui obtenu à partir des concentrations d'azote et de phosphore totales filtrées dans le milieu ($r = 0,80$; $N = 7$; $t_{0,975} = 2,57$; $t = 2.95$).

En conséquence, même si la fréquence mensuelle de l'échantillonnage est insuffisante pour tenter d'expliquer en détail les mécanismes qui régissent les variations du rapport N:P, elle semble toutefois adéquate pour en dégager le comportement général. De plus, les rapports N:P calculés à partir des charges étant fonction de l'intensité d'utilisation du territoire, ils peuvent être considérés comme étant caractéristiques d'un niveau d'enrichissement potentiel (NEP) d'une masse d'eau. Par ailleurs, les rapports N:P mesurés obtenus à partir des concentrations d'azote et de phosphore inorganique, en plus d'être conditionnés par des facteurs extrinsèques comme l'intensité d'utilisation du territoire, sont influencés par des facteurs intrinsèques dont, entre autres, les conditions hydrologiques et l'activité biologique. Ainsi, étant donné que ce type de rapport tient compte de l'interaction des facteurs physiques et biologiques qui conditionnent la dynamique des éléments nutritifs en milieu aquatique, il semble représentatif du niveau d'enrichissement réel (NER) aux points de mesure. Finalement, tenant compte des considérations précédentes voulant que sur une base annuelle le rapport N:P mesuré soit, d'une part, représentatif du NER d'une masse d'eau et d'autre part, significativement corrélé avec le rapport calculé à partir des charges, on peut en déduire que ce dernier rapport constitue une bonne évaluation du niveau d'enrichissement de l'écosystème aquatique.

Ainsi, certaines caractéristiques d'utilisation du territoire peuvent être associées au NEP à chaque point de contrôle par l'intermédiaire des rapports N:P calculés. Dès lors, il reste à préciser la portion biodisponible de cet enrichissement en azote et en phosphore à l'aide de composantes biologiques pour éventuellement relier directement les quantités biodisponibles de N et P au NEP.

3.3 Les composantes biologiques et la biodisponibilité des éléments nutritifs en milieu lotique

Vannote et al. (1980) proposent que le milieu rivière soit considéré comme un "continuum" où diverses composantes biologiques s'intègrent à un gradient de conditions physiques et d'apports énergétiques de telle sorte que la production biologique y trouve plus ou moins son expression entière. Cette notion de "continuum" est d'ailleurs présentée comme une base conceptuelle qui permet d'intégrer les caractéristiques observées dans un cours d'eau. En ce qui concerne la Rivière Yamaska-Nord, nous considérons que la principale caractéristique biologique associée à la biodisponibilité des éléments nutritifs est la biomasse phytoplanctonique à cause de l'importance des zones lenticques dans ce système. Dans ce contexte, les mesures de potentiel de fertilité (PF) seront considérées comme un paramètre pouvant prédire une composante biologique et les mesures de chl- a_t comme un paramètre associé à une composante biologique observable dans le milieu. En effet, certains chercheurs (Greene et al. 1976a, b; Couture, 1981) ont démontré qu'en période de rétention, pour les lacs et les réservoirs, les quantités de substances biodisponibles sont étroitement liées à la biomasse phytoplanctonique observée avec un décalage de 14 jours. Cette relation n'est toutefois pas directement transposable en rivière du fait que les substances disponibles en un point de la rivière parcourent, en 14 jours, une plus ou moins grande distance suivant la vitesse du courant.

3.4 Potentiel de fertilité et chlorophylle: variation spatiale

Dans l'ensemble, les moyennes des valeurs de PF sont généralement élevées (supérieure à 6) exceptions faites de ST1 et ST2 situées en amont, et de ST6 situé entre le réservoir Choinière et le lac Boivin. À partir du classement des moyennes de PF, présentés au tableau 5, le test de Scheffé permet de distinguer les groupes suivants: ST2, ST1, ST6, ST7, ST5 d'une part et ST8, ST4, ST9, et ST3 d'autre part. Les valeurs faibles appartiennent aux stations localisées à la tête du bassin et à la sortie des plans d'eau, est les valeurs fortes sont associées aux stations affectées par les plus hautes densités de population humaine. Par ailleurs, il existe une corrélation significative ($r = 0,89$; $N = 7$; $t_{0,975} = 2,57$; $t = 2.90$) entre les densités de population humaine et les moyennes des valeurs de PF. De plus, la plus faible moyenne retrouvée à l'exutoire du lac Waterloo coïncide avec la plus forte moyenne des valeurs de chl- a_t déterminée pour la même période. De fait les nutriments sont incorporés à la biomasse végétale autochtone, et deviennent ainsi moins disponibles pour le développement de l'algue-test lors des bio-essais.

Du côté de l'évolution des valeurs de chlorophylle (moyennes pour la période d'échantillonnage), la valeur la plus faible est observée à ST1. Puis, partant de ST2 jusqu'à ST5, les valeurs de chlorophylle diminuent d'une façon graduelle, pour ensuite augmenter de la station suivante (ST6) jusqu'à l'embouchure (ST9). Tenant compte du fait que la production phytoplanctonique est surtout restreinte aux zones de faible courant (Wetzel, 1975), cette distribution correspond bien aux caractéristiques topographiques de la région (figure 2), exception faite de ST5; située à la sortie du

Tableau 5: Valeurs moyennes des PF et chl-a_t aux différentes stations

Station	ST1	ST2	ST3	ST4	ST5	ST6	ST7	ST8	ST9
A) <u>Potentiel de fertilité</u>									
PF (mg.L ⁻¹)	2.6	2.2	36.1	29.8	7.5	5.9	6.6	27.8	33.9
n	17	18	17	14	18	17	18	18	18
Plage de variation	<0.1-13	<0.1-7.4	19.3-67.2	22.2-55.9	<0.1-24.8	<0.1-23	<0.1-24.4	7.3-58.5	15.5-52.9
B) <u>Chlorophylle</u>									
Chl-a _t (µg.L ⁻¹)	4.8	47.3	27.5	19.0	10.5	11.4	15.9	12.1	22.4
n	19	19	19	17	19	18	17	16	18
Plage de variation	0.4-13.5	0.7-372	0.9-121	2.4-45.1	1.6-56.6	1.5-56.5	1.5-48.5	2.0-26.4	1.6-90.2

réservoir Choinière, cette station présente une valeur moyenne de chlorophylle relativement faible, considérant le temps de rétention de 130 jours de ce réservoir. Parmi les causes les plus probables de cette baisse, il y a certes le temps de rétention qui, comme nous l'avons vu précédemment, participe au piégeage du phosphore. La diminution de 93% du phosphore total filtré en ST4 et ST5 en témoigne. Toutefois, cette baisse peut aussi résulter des pertes de biomasse phytoplanctonique, associées au broutage ou à la sédimentation. Non mesurée au cours de cette étude, l'importance relative de ces deux types d'activité est difficilement quantifiable. Du reste, il faut noter qu'à l'exception de ST1, les moyennes de chl- a_t pour la période d'échantillonnage sont toutes supérieures à $10 \mu\text{g.L}^{-1}$, valeur considérée comme représentative des milieux eutrophes par Dillon et Rigler (1975).

3.5 Relation entre l'utilisation du territoire et la biodisponibilité des éléments nutritifs

À travers les précédents développements, il est apparu que le rapport N:P calculé par l'intermédiaire d'un modèle d'apport présente une correspondance suffisante avec le rapport N:P mesuré à partir des concentrations d'azote et de phosphore total dissous dans la rivière pour caractériser une NEP à chacune des stations; ensuite, nous avons postulé et établi que la biodisponibilité des éléments nutritifs en rivière peut être reliée à deux paramètres mesurables, soit le PF et la chlorophylle (chl- a_t).

En tenant compte des considérations précédentes et du fait qu'en rivière la biodisponibilité des éléments nutritifs est varisemblablement tributaire du NEP, il est logique de suggérer une relation où le potentiel de

fertilité et la chlorophylle-a, cumulés dans un système cohérent d'unités, sont reliés au NEP par une fonction monotone croissante.

La cohérence entre les mesures de PF et celles de chl-a_t a été obtenue par la transformation du PF en unités de chl-a_t. L'opération a consisté à doser la quantité de chlorophylle présente dans diverses concentrations de Selenastrum capricornutum pour une gamme de mesures expérimentales équivalente à celle obtenue de l'échantillonnage. Les résultats apparaissent à la figure 3 et montrent qu'une unité de PF (mg.L⁻¹) correspond à une unité de chlorophylle (µg.L⁻¹). Les teneurs cellulaires en chlorophylle obtenues sont voisines de celles qui peuvent être calculées à partir des données de Brezonick et al. (1975).

Pour déterminer la forme mathématique de la relation cherchée, il est important de considérer les charges plutôt que les concentrations puisque cette relation s'applique en rivière et non en lac. Le niveau d'enrichissement mesuré en rivière résulte en partie de l'exportation des éléments nutritifs N et P produits sur le bassin selon les modes de transfert précisés dans le modèle d'apports. Comme la production spécifique d'azote et de phosphore est définie en terme de charge (kg.km⁻².j⁻¹, g.j⁻¹.ha⁻¹, etc.), et que le transfert s'effectue essentiellement en conformité avec l'équation de continuité des charges, on doit cumuler les deux variables PF et chlorophylle en charges et non en concentrations. De plus, étant donné que les mesures du niveau d'enrichissement potentiel sont exprimées en terme inverse du rapport N:P calculé, la relation recherchée peut prendre la forme suivante:

$$(PF + chl-a_t)Q = a [N/P]^{-b} \quad (2)$$

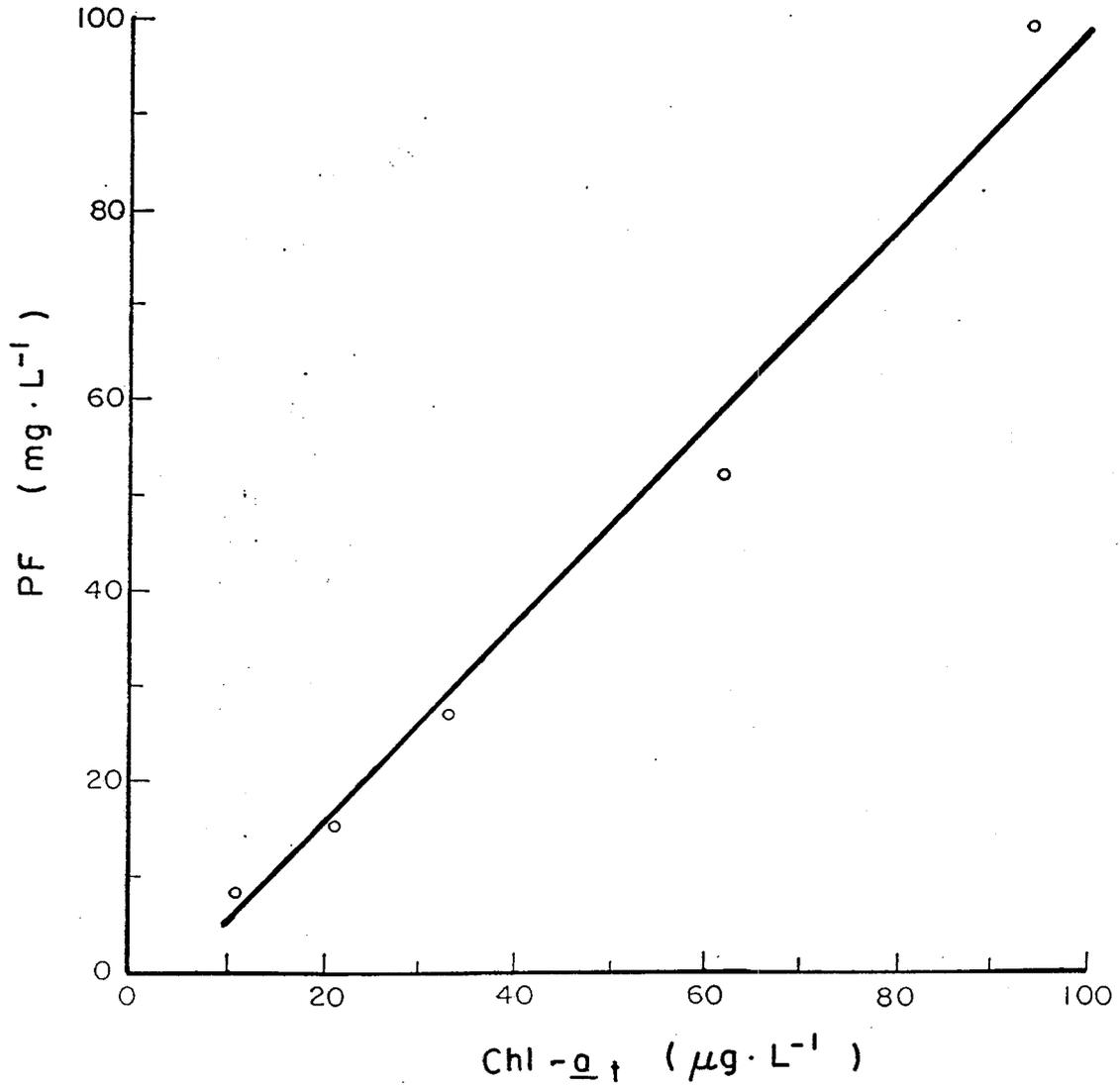


FIGURE 3: Teneurs en chl-a_t des unités de PF pour la gamme des valeurs de l'échantillonnage.

Cette relation peut se linéariser et s'exprime alors sous la forme suivante:

$$\log_{10}[\text{PF} \cdot Q + \text{chl-a}_t \cdot Q] = \log_{10} a - b \log_{10} (N/P) \quad (3)$$

où: PF = potentiel de fertilité (mg.L⁻¹)

chl-a_t = chlorophylle-a totale (µg.L⁻¹)

Q = débit (m³.s⁻¹)

log₁₀ a = a', ordonnée à l'origine

b = pente

N/P = rapport N:P calculé

Appliquée à l'ensemble des mesures obtenues sur la rivière Yamaska-Nord, cette relation présente une structure décroissante uniforme (figure 4). Cela met en évidence que le rapport N:P calculé est inversement proportionnel au NEP et ceci reste vrai aussi bien pour les étiages et que pour les crues.

Le tableau 6 présente les différentes régressions linéaires, déduites de l'équation (3) pour différents regroupements de données; sur ce tableau

$$y = \log_{10} (\text{PF} \cdot Q + \text{chl-a}_t \cdot Q)$$

et

$$X = \log_{10} (N/P)$$

Lorsque l'on considère les stations une à une, les valeurs de PF aussi bien que celles de chl-a_t sont indépendantes entre elles. D'où la possibilité d'établir un intervalle de confiance pour les résultats de [PF.Q + chl-a_t.Q] à chacune des stations. Par contre, les données recueillies ne sont pas indépendantes d'une station à l'autre à cause de l'effet de cumul entre l'amont et l'aval. D'où l'impossibilité de calculer un intervalle de confiance pour l'ensemble de la relation.

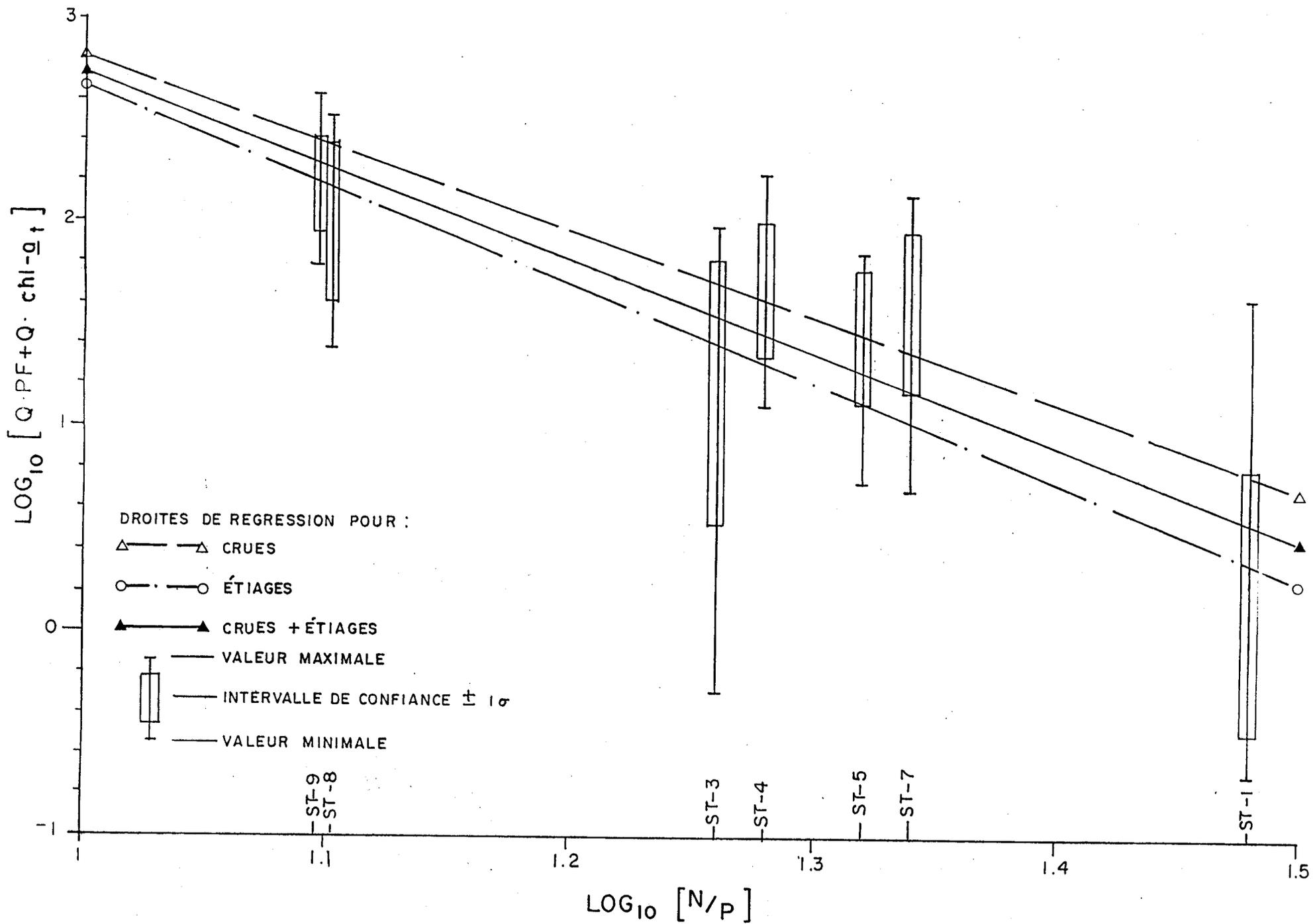


FIGURE 4: Droites de régression établies à partir des données de crues et d'étiages.

Tableau 6: Ajustements obtenus pour la relation (3) pour l'ensemble des mesures et les différentes saisons hydrologiques*.

Ensemble des valeurs (18)**	$y = 7.305 - 4.567 x$
Étiages (10)	$y = 7.473 - 4.815 x$
Crues (8)	$y = 7.026 - 4.214 x$
Étiages d'été (7)	$y = 7.245 - 4.681 x$
Étiages d'hiver (3)	$y = 7.882 - 5.028 x$
Crues de printemps (5)	$y = 6.677 - 3.898 x$
Crues d'automne (3)	$y = 7.620 - 4.746 x$

* Les termes étiages et crues réfèrent aux saisons hydrologiques définies selon Bégin (1984).

** (n) nombre de valeurs par saison.

Considérant l'ensemble des valeurs (figure 4), la droite associée aux épisodes de crue présente un niveau d'enrichissement supérieur à celui relatif à la droite issue des valeurs d'étiage. Cette différence résulte du mode de transfert de la production diffuse en éléments nutritifs qui change selon les épisodes hydrologiques. Par rapport aux sources ponctuelles dont la production, relativement constante tout au long de l'année, semble peu affectée par la différence de régime hydrologique, les productions diffuses s'accumulent sur le territoire par temps sec et ne sont transférées à la rivière que lors des évènements de pluie. Conséquemment, en terme de charge exportée, les quantités de $[PF + chl-a_t]$ mesurées en période de crue sont plus élevées que celles mesurées en période d'étiage. À l'intérieur même de la classe, on observe que la concentration en éléments biodisponibles durant l'étiage d'hiver est supérieure à celle durant l'étiage d'été.

La représentation mathématique utilisée pour mettre en relation l'utilisation du territoire et de la biodisponibilité des éléments nutritifs dans la rivière Yamaska-Nord n'est pas entièrement déterministe. Elle comporte donc un certain degré d'imprécision attribuable, d'une part, au fait que tous les éléments qui conditionnent la relation (ex.: broutage, adsorption, sédimentation) n'ont pas été quantifiés et, d'autre part, au mode d'évaluation du rapport N:P. Comme nous l'avons précisé antérieurement, le rapport N:P des charges est basé sur des productions moyennes annuelles. Cela limite la précision de la relation lorsqu'elle est appliquée à chaque saison hydrologique. Cette application par saison demeure toutefois possible, étant donné que les valeurs de PF et de $chl-a_t$ proviennent d'un échantillonnage mensuel.

Il serait intéressant dans une recherche ultérieure, d'identifier pour chacune des stations, les autres facteurs qui conditionnent la relation. Une Analyse Factorielle des Correspondances, effectuée sur les facteurs mesurables les plus susceptibles d'intervenir dans les phénomènes de stockage et déstockage, soit d'une part, au niveau du territoire comme la période de végétation, la durée de la période sans pluie, la position du point échantillonnage sur l'hydrogramme, le type de sol drainé et, d'autre part, au niveau de la rivière comme le broutage, la vitesse du courant, la géométrie du canal et la sédimentation, permettrait de déterminer l'importance relative de chacun de ces facteurs vis-à-vis de l'emplacement de chaque station de mesure. Ainsi, il serait possible, par une pondération adéquate de chacun des facteurs, de réduire la dispersion des mesures autour de la relation (3).

Parmi les équations présentées au tableau 4, celle établie à l'aide des mesures prises durant l'été offre le plus grand intérêt d'application. En effet, c'est durant l'été que les conditions sont les plus favorables à la production de biomasse phytoplanctonique. Ainsi, cette équation permet de prévoir l'ordre de grandeur des quantités de chlorophylle possiblement atteintes en cette saison, aux endroits caractéristiques d'un milieu lentique, lorsque les conditions du milieu sont propices à l'assimilation presque entière de l'azote et du phosphore biodisponibles.

Finalement, en dépit des imprécisions inhérentes à la représentation mathématique d'un phénomène complexe faisant intervenir des composantes biologiques, la relation (3) suggérée semble adéquate pour relier la biodisponibilité des éléments nutritifs dans la rivière Yamaska-Nord à un NEP associé à certaines caractéristiques du territoire.

4. CONCLUSION

La démarche utilisée pour relier directement certaines caractéristiques d'utilisation du territoire à la biodisponibilité de l'azote et du phosphore dissous en rivière, a permis d'établir que les rapports N:P simulés à partir des charges produites sur le territoire reflètent bien les rapports N:P des concentrations mesurées dans la rivière; ceci permet de caractériser un niveau d'enrichissement potentiel à chacune des stations. Par ailleurs, l'hypothèse, voulant que les mesures de PF juxtaposées aux mesures de on a avancé l'hypothèse que la quantité d'éléments nutritifs biodisponibles pouvait être associée aux mesures de PF et de chl- a_t . Ces considérations ont conduit à l'élaboration de la relation fonctionnelle entre le débit, le PF, la chl- a_t et les NEP où les NEP sont directement reliés à la biodisponibilité des éléments nutritifs en rivière. Plus précisément, la continuité des charges produites et exportée de l'amont vers l'aval, a suggéré l'établissement d'une relation de type $(PF + chl-a_t) Q = a (N/P)^b$, dont l'ajustement logarithmique: $\log_{10} [PF \cdot Q + chl-a_t \cdot Q] = a' - b \log_{10} (N/P)$ a été confrontée aux mesures obtenues sur la rivière Yamaska-Nord.

En dépit des imprécisions inhérentes à la représentation mathématique, évidemment simplificatrice, d'un phénomène naturel complexe faisant intervenir des composantes biologiques, cette équation reliant le débit, le PF, le rapport N:P et la chlorophylle, semble adéquate pour associer la biodisponibilité des éléments nutritifs dans la rivière Yamaska-Nord à un NEP associé aux exportations en N et P des utilisateurs du territoire, par l'intermédiaire du rapport des charges produites (N/P) calculé. Ultérieurement,

une pondération adéquate des principaux facteurs physiques non pris en compte, pourrait conduire à une diminution de la dispersion expérimentale des résultats.

Par rapport à d'autres modèles du même type, la relation proposée offre l'avantage de relier directement l'intensité d'utilisation du territoire à la biodisponibilité des éléments nutritifs en rivière. En effet, la plupart des autres modèles existant procède en deux étapes: d'abord, en reliant la production des territoires drainés à la concentration des éléments mesurés dans la rivière, puis en reliant ces concentrations à la production primaire.

La relation proposée offre un intérêt certain du point de vue de la gestion du milieu aquatique, étant donné qu'elle permet d'évaluer la productivité d'un cours d'eau par le seul traitement mathématique des statistiques d'utilisation du territoire drainé par ce cours d'eau. Comme exemples d'utilisation d'une telle relation on peut mentionner d'une part, l'évaluation a priori, de l'impact d'un barrage sur la productivité primaire dans le réservoir créé. En effet, l'établissement d'un barrage change les conditions physiques du cours d'eau; le passage d'un milieu lotique à un milieu lentique tend à favoriser l'assimilation des nutriments biodisponibles durant la saison estivale par le phytoplancton.

5. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- APHA (American Public Health Association). (1975). Standard methods for the examination of water and wastewater, 14e edition: Greenberg A.E., Connors, J.J. and Jenkins, D. (eds.), American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation, Washington, 1193 p.
- AHL, T. (1979). Natural and human effects on trophic evolution. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 13: 259-277.
- BEAULAC, M.N. and RECKHOW, H.K. (1982). An examination of land use-nutrient export relationships. Water Resour. Bull., 18: 1013-1024.
- BENZECRI, J.P. et al. (1973). Analyse des données, Tome 2: L'analyse des correspondances. Dunod, Paris.
- BREZONICK, P.J., BROWNE, F.X. and FOX, J.L. (1975). Application of ATP to plankton biomass and bioassay studies. Water Res., 9: 155-162.
- CANFIELD, D.E. Jr. (1983). Prediction of chlorophyll "a" concentrations in Florida Lakes: the importance of phosphorus and nitrogen. Water Resour. Bull., 19: 255-262.
- CAMPBELL, P.G.C., COUTURE, P., TALBOT, L. and CAILLÉ, A. (1976). Nutrient dynamics in running waters: production, assimilation and mineralization of organic matter. In: J.O. Nriagu (ed.), Environmental Biogeochemistry, 2: 681-704.
- CAMPBELL, P.G.C., CLUIS, D. et COUTURE, P. (1979). Dynamique des transformations des éléments nutritifs: étude de deux réservoirs dans la province de Québec. INRS-Eau, Québec, rapport scientifique no 98.

- CARIGNAN, R. and KALFF, J. (1982). Phosphorus release by submerged macrophytes: significance to epiphyton and phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 27: 419-427.
- CARIGNAN, R. and KALFF, J. (1980). Phosphorus sources for aquatic weeds: water or sediments? *Science*, 207: 987-989.
- CHIAUDANI, G. and VIGHI, M. (1974). The N:P ratio and tests with Selenastrum capricornutum to predict eutrophication in lakes. *Water Res.*, 8: 1063-1069.
- CHIAUDANI, G. and VIGHI, M. (1981). Multistep approach to identification of limiting nutrients in Northern Adriatic eutrophied coastal waters. *Water Res.*, 16: 1161-1166.
- CLUIS, D., COUILLARD, D. and POTVIN, L. (1979). A square grid transport model relating land-use exports to nutrient loads in rivers. *Water Res.*, 15: 630-636.
- COULOMBE, N. (1978). Procédure d'évaluation des débits aux sites de prélèvement du service de la qualité de l'eau à partir du mois de juillet 1975. (Projet Yamaska-Nord). Relevés spéciaux, Service de l'Hydrométrie. M.R.N. Gouvernement du Québec.
- COUTURE, P., CLUIS, D. et POTVIN, L. (1980). Étude limnologique du bassin versant du lac Saint-Jean (Québec, Canada). Correspondance entre production et biodisponibilité d'éléments nutritifs. *Annls. Limnol.*, 16: 103-117.
- COUTURE, P. (1981). Contribution de bioessais avec algues pour l'étude des impacts environnementaux en eaux douces. Thèse de doctorat, Université Paul Sabatier, Toulouse, 128 p.
- DILLON, P.J. and RIGLER, F.H. (1974). The phosphorus-chlorophyll relationships in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 19: 767-773.

- DILLON, P.J. and RIGLER, F.H. (1975). A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic stations. *J. Fish. Res. Bd Can.*, 32: 1519-1531.
- DUDA, M.A. (1982). Municipal point source and agricultural nonpoint source contributions to coastal eutrophication. *Water Resour. Bull.*, 18: 397-407.
- FORSBERG, A. and CLAEISSON, A. (1981). Algal assays with wastewater to determine the availability of phosphorus for algal growth. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 21: 763-769.
- GOLTERMAN, H. (1980). Quantifying the eutrophication process: difficulties caused, for example, by sediments. *Prog. Water Tech.*, 12: 63-80.
- GREENE, J.C., MILLER, W.E., SHIROYAMA, T. and MALONEY, T.E. (1975). Utilization of algal assays to assess the effects of municipal, industrial and agricultural wastewater effluents upon phytoplankton production in the Snake River system. *Water Air Soil Pollut.*, 4: 415-434.
- GREENE, J.C., MILLER, W.E., SHIROYAMA, T., SOLTERO, R.A. and PUTMAN, K. (1976a). Use of algal assays to assess the effects of municipal and smelter wastes upon phytoplankton production (p. 327-335). *In*: Proceeding of the Symposium on Terrestrial and Aquatic Ecological Studies of the Northwest. March 26-27, 1976, EWSC Press, Eastern Washington State College, Washington.
- GREENE, J.C., MILLER, W.E., SHIROYAMA, T., SOLTERO, R.A. and PUTMAN, K. (1976b). Use of laboratory cultures of Selenastrum, Anabaena and the indigenous isolate Sphaerocystis to predict effects of nutrient and zinc interactions upon phytoplankton growth in Long lake, Washington. International Symposium on Experimental Use of Algal Cultures in Limnology, October 1976, Norway.

- HAITH, D.A. (1976). Land use and water quality in New York rivers. ASCE, Journal of the Environmental Engineering Division, 102: 1-15.
- HEISER, C.B. Jr. (1973). Seed to civilization. The story of man's food. W.H. Freeman and Company, San Francisco, 243 p.
- JONES, H.G., BACHAND, A., COUTURE, P., FOURNIER, J.J., RODRIGUEZ, F. et TALBOT, L. (1977). Réseau de surveillance écologique: choix des paramètres pour le monitoring de la production microbiologique des eaux douces du territoire de la Baie James, Québec, INRS-Eau, rapport scientifique No 75, 322 p.
- JONES, R.A. and LEE, G.F. (1982). Recent advances in assessing impact of phosphorus loads on eutrophication - related water quality. Water Res., 16: 503-515.
- JOUBERT, G. (1980). A bioassay application for quantitative toxicity measurements, using the green algae Selenastrum capricornutum. Water Res., 14: 1759-1763.
- LANG, D.S. and BROWN, E.J. (1981). Phosphorus-limited growth of a green algae and blue green algae. Applied and Environmental Microbiology, 42: 1002-1009.
- LEE, F.G., HAST, W. and JONES, R.A. (1978). Eutrophication of water bodies: insights for an age-old problem. Environ. Sci. Technol., 12: 900-908.
- LIKENS, G.E. and LOUCKS, O.L. (1978). Analysis of five North American lake ecosystems. III: Sources, loading and fate of nitrogen and phosphorus. Verh. Internat. Verein. Limnol., 20: 568-573.
- LOEHR, R.C. (1979). Potential pollutants from agriculture, an assessment of the problem and possible control approaches. Prog. Water Tech., 11: 169-193.

- MASSÉ, J. (1979). Projet-cible, Yamaska-Nord. Approche agricole (1ère partie). Service de protection de l'environnement industriel, Québec.
- MRN (Ministère des Richesses naturelles). (1977). Étude intégrée de la qualité des eaux des bassins versants des rivières Saint-François et Yamaska. Vol. 3: Secteur du modèle d'apports. MRN, Service qualité des eaux, Québec, 105 p.
- NALEWAJKO, C. and LEAN, D.R.S. (1980). Phosphorus. Chapter 6. In: The physiological ecology of phytoplankton, Morris, I. (ed.). Studies in Ecol. Vol. 7. Univ. of Calif. Press, 1980.
- PROVENCHER, M., BÉLANGER, B. et DUROCHER, H. (1979). Caractérisation de la qualité de l'eau de la rivière Yamaska-Nord: rapport complémentaire. Service de la qualité des eaux, ministère des Richesses naturelles, Québec, 127 p., 5 annexes.
- RAST, W. and LEE, G.F. (1978). Summary analysis of the North American (U.S. portion) OECD eutrophication project: nutrient loading-lake response relationships and trophic state indices. EPA 600/3-78-008, U.S. EPA, Corvallis, OR.
- RAVERA, O. (1979). Biological aspects of freshwater pollution. In: O. Ravera (ed.). Proceedings of the Course held at the joint Research Center of the Commission of the European Communities. June 2-5, 1980, Ispra, Italy, 274 p.
- ROBARTS, R.D. and SOUTHALL, G.C. (1977). Nutrient limitation of phytoplankton growth in seven tropical man-made lakes, with special reference to lake McIllwaine, Rhodesia. Arch. Hydrobiol., 79: 1-35.
- SHOAF, W.T. (1978). The use of algal assays to determine the potential for phytoplankton growth. Hydrological Sciences Bulletin, 23: 439-444.

- SIMARD, G. and DES ROSIERS, R. (1979). Qualité des eaux souterraines du Québec. Service des eaux souterraines, Ministère de l'Environnement, Québec, 161 p., 3 annexes.
- SONIASSY, R.N. (1974). Algal bioassays, a tool for environmental engineers, *Water Pollut. Control.*, 112: 15-17.
- STANTON, M.P., CAPEL, M.J. and ARMSTRONG, F.A.J. (1974). The chemical analysis of freshwater. Dep. Env. Win. Man. Special Publication No 25, p. 105-109.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). (1971). Algal assay procedure, bottle test. National Eutrophication Research Program, EPA, Corvallis, Or. 82 pp.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). (1978). The Selenastrum capricornutum Printz algal assay bottle test: experimental design, application, and data interpretation protocol. U.S. Environmental Protection Agency, Oregon, Report No EPA-600/9-78-018: 125 p.
- VANNOTE, R.L. MINSHALL, G.W. CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R. and CUSHING, C.E. (1980). The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 130-137.
- VOLLENWEIDER, R.A. (1968). Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD/DAS/CSI/68.27, 159 p., Paris.
- WALKER, K.F. and HILLMAN, T.J. (1982). Phosphorus and nitrogen loads in waters associated with the River Murray near Albury-Wodonga, and their effects on phytoplankton populations. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 33: 223-243.

WETZEL, R.G. (1975). Primary production. (p. 230-247). In: B.A. Whitton (ed.), River Ecology. Cambridge, Cambridge University Press.

WILKIN, D.C. and JACKSON, R.W. (1983). Nonpoint wate quality contributions from land use. Journal of Environmental Systems, 13: 127-136.