

UNIVERSITE DU QUEBEC

MEMOIRE

PRESENTE

A

L'INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA

MAITRISE ES SCIENCE (EAU)

PAR

FRANCOIS GUIMONT B.Sc. (Biologie)

RICHARD NORTON B.Sc. (Chimie)

"CARACTERISATION DE LA PRODUCTION AUTOTROPHE ET HETEROTROPHE
EN MILIEU AQUATIQUE"

MARS 1980

Résumé

L'utilisation de paramètres limnologiques analysés en laboratoire (ex.: ATP, Chlorophylle- α , Carbone particulaire, etc.) peut mener à l'élaboration de modèles théoriques simples traduisant rapidement l'information sur le caractère hétérotrophe (populations bactériennes) ou autotrophe (populations phytoplanctoniques) d'un ou plusieurs systèmes aquatiques.

La précision des techniques d'analyse en laboratoire couplée au niveau actuel de nos connaissances sur la dynamique biophysique des milieux aquatiques valident la forme et les hypothèses régissant ces modèles.

L'emphase est mise sur la nécessité d'obtenir des données précises surtout lorsqu'une étude limnologique est faite en milieu oligotrophe.

Nous avons, grâce à ces modèles conceptuels, vérifié le comportement des populations autotrophes et hétérotrophes pour deux systèmes aquatiques du Bouclier Canadien soit: le lac Nathalie, dans la région de la Baie-James et la rivière Matamek, dans la région de Sept-Iles.

Comme la précision des techniques d'analyse, donc des résultats, est rarement atteinte, l'interprétation des données se veut prudente et ne peut conclure de façon définitive sur le caractère autotrophique ou hétérotrophique de ces deux systèmes.

Certaines recommandations ont été faites en vue d'améliorer l'approche conceptuelle des modèles qui est intimement liée à la qualité scientifique des paramètres limnologiques.

Remerciements

Nous tenons à remercier M. Gérald Jones, professeur à l'INRS-Eau, directeur de notre thèse, pour la qualité de son apport scientifique de même que son appui moral à la réalisation de cet ouvrage. M. Marc Bisson, directeur du laboratoire de l'INRS-Eau, pour les analyses en laboratoire. Mlle Lise Raymond, secrétaire à l'INRS-Eau pour sa participation à la dactylographie du texte. M. André Parent, dessinateur à l'INRS-Eau, pour la production des figures et graphiques. Nous voulons aussi remercier toutes les autres personnes qui, de près ou de loin, ont bien voulu nous aider dans l'élaboration de ce travail.

TABLE DES MATIERES

	<u>PAGE</u>
REMERCIEMENTS	i
TABLE DES MATIERES	ii
LISTE DES TABLEAUX	vi
LISTE DES FIGURES	viii
RESUME	x
GLOSSAIRE	xi
1. INTRODUCTION	1
2. CONSIDERATIONS D'ORDRE THEORIQUE	5
2.1 Production autotrophe et hétérotrophe	9
2.2 Détritrus	13
3. PARAMETRES LIMNOLOGIQUES	21
3.1 Paramètres biologiques	22
3.1.1 Chlorophylle- α (Chlo- α)	22
3.1.2 Phéopigments	23
3.1.3 Carbone particulaire (Cp)	24
3.1.4 Rapport carbone particulaire vs azote particulaire (Cp/Np)	25
3.1.5 Adénosine triphosphate (ATP)	25
3.1.6 Potentiel autotrophe	26
3.1.7 Potentiel hétérotrophe	27

3.2	Indices biologiques	28
3.2.1	([C-ATP]-[C-Chlo- α])	28
3.2.2	([Cp]-[C-ATP])	29
4.	DESCRIPTION DES MODELES THEORIQUES	30
4.1	Modèles primaires	42
4.1.1	Chlorophylle- α vs ([C-ATP]-[C-chlorophylle- α])	42
4.1.2	[C-chlorophylle- α] vs ([Cp] -[C-ATP])	43
4.1.3	([C-ATP]-[C-chlorophylle])	44
4.2	Modèles secondaires	45
4.2.1	Chlorophylle- α vs carbone particulaire	45
4.2.2	Chlorophylle- α vs rapport Cp/Np	47
4.2.3	([C-chlorophylle- α] vs [C-ATP])	50
4.2.4	Chlorophylle- α vs phéopigments	52
4.2.5	Chlorophylle- α vs potentiel autotrophe	53
4.2.6	Chlorophylle- α vs potentiel hétérotrophe	54
4.2.7	([C-ATP]-[C-chlorophylle- α] vs carbone particulaire	54
4.2.8	([C-ATP]-[C-Chlo- α]) vs rapport Cp/Np	55
4.2.9	([C-ATP]-[C-Chlo- α]) vs [C-ATP]	56
4.2.10	([C-ATP]-[C-Chlo- α]) vs potentiel autotrophe	56
4.2.11	([C-ATP]-[C-Chlo- α]) vs phéopigments	57
4.2.12	([Cp]-[C-ATP]) vs carbone particulaire	57
4.2.13	([Cp]-[C-ATP]) vs potentiel hétérotrophe	58
4.2.14	([Cp]-[C-ATP]) vs phéopigments	58
5.	DESCRIPTION DES MILIEUX ETUDIES	64
5.1	Description du lac Nathalie	65
5.1.1	Caractéristiques physiques	65
5.1.2	Caractéristiques chimiques	67

5.2	Description de la rivière Matamek	69
5.2.1	Caractéristiques physiques	69
5.2.2	Caractéristiques chimiques	71
6.	ADEQUATION	75
6.1	Validation des valeurs observées de la rivière Matamek	76
6.1.1	Chlorophylle- <i>a</i>	76
6.1.2	Phéopigments	76
6.1.3	Carbone particulaire	79
6.1.4	Rapport Cp/Np	79
6.1.5	Adénosine Triphosphate (ATP)	82
6.2	Validation des valeurs observées au lac Nathalie	84
6.2.1	Chlorophylle- <i>a</i>	84
6.2.2	Carbone particulaire	87
6.2.3	Rapport Cp/Np	87
6.2.4	Adénosine Triphosphate (ATP)	90
6.2.5	Potentiel hétérotrophe	95
6.2.6	Potentiel autotrophe	95
6.3	Validation des valeurs observées de la rivière Yamaska et du lac Boivin	98
6.4	Validation des modèles	98
6.4.1	Chlorophylle- <i>a</i> vs carbone particulaire	102
6.4.2	Chlorophylle- <i>a</i> vs rapport Cp/Np	106
6.4.3	Chlorophylle- <i>a</i> vs potentiel autotrophe	108
7.	DISCUSSION DES RESULTATS	111
7.1	Adéquation; rivière Matamek	112
7.1.1	Chlorophylle- <i>a</i> vs carbone particulaire	112
7.1.2	Chlorophylle- <i>a</i> vs Cp/Np	117

7.2 Adéquation; Lac Nathalie	120
7.2.1 Chlorophylle- α vs potentiel autotrophe	121
8. CONCLUSION	126
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	131
ANNEXE 1: Détermination de la concentration en chlorophylle- α et en phéopigments	145
ANNEXE 2: Détermination des valeurs du potentiel autotrophe	147
ANNEXE 3: Détermination des valeurs du potentiel hétérotrophe	149
ANNEXE 4: Détermination des concentrations d'ATP	151
ANNEXE 5: Détermination des concentrations d'azote et de carbone particulaire	153

LISTE DES TABLEAUX

	<u>Page</u>	
4.1	Présentation des paramètres et indices "primaires" et "secondaires"	33
4.2	Présentation des différents paramètres et indices associés aux modèles qui les représentent	35
4.3	Sommaire des déductions tirées des modèles théoriques	60
5.1	Caractéristiques morphométriques du lac Nathalie	68
5.2	Composition physico-chimique moyenne des eaux de surface du lac Nathalie	70
5.3	Caractéristiques physiques du bassin de la rivière Matamek	72
5.4	Composition physico-chimique moyenne des eaux de la rivière Matamek	73
6.1	Valeurs de chlorophylle- α corrigées exprimées en μg chlorophylle- α l^{-1} aux cinq stations de la rivière Matamek	77
6.2	Valeurs de phéopigments exprimées en μg phéopigments l^{-1} aux cinq stations de la rivière Matamek	78
6.3	Valeurs de carbone particulaire exprimées en mg C l^{-1} aux cinq stations de la rivière Matamek	80
6.4	Valeurs du rapport Cp/Np aux cinq stations de la rivière Matamek	81

6.5	Valeurs d'ATP exprimées en $\mu\text{g ATP l}^{-1}$ aux cinq stations de la rivière Matamek	83
6.6	Valeurs de chlorophylle- α non corrigées exprimées en $\mu\text{g chlorophylle-}\alpha \text{ l}^{-1}$ aux quatre stations du lac Nathalie	85
6.7	Valeurs de carbone particulaire exprimées en $\mu\text{g C l}^{-1}$ aux quatre stations du lac Nathalie	88
6.8	Valeurs du rapport Cp/Np aux quatre stations du lac Nathalie	89
6.9	Valeurs d'ATP exprimées en $\mu\text{g ATP l}^{-1}$ aux quatre stations du lac Nathalie	91
6.10	Valeurs du potentiel hétérotrophe exprimées en $\text{mg C l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ aux quatre stations du lac Nathalie	96
6.11	Valeurs du potentiel autotrophe exprimées en $\mu\text{g C l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ aux quatre stations du lac Nathalie	97
6.12	Valeurs de chlorophylle- α corrigées exprimées en $\mu\text{g chlorophylle-}\alpha \text{ l}^{-1}$ aux trois stations de la rivière Yamaska et du lac Boivin (station 210)	99
6.13	Valeurs de carbone particulaire exprimées en $\mu\text{g C l}^{-1}$ aux trois stations de la rivière Yamaska et du lac Boivin (station 210)	100
6.14	Valeurs du rapport Cp/Np pour les stations de la rivière Yamaska et du lac Boivin (station 210)	101
6.15	Test sur les différences entre des mesures appariées	110

LISTE DES FIGURES

	<u>Page</u>	
2.1	Relations générales des flux d'énergie dans le système lotique	19
2.2	Relations générales des flux d'énergies dans le système lenthique	20
4.1	Courbe théorique représentant la mise en fonction de la production autotrophe (ordonnée) en $\mu\text{g C l}^{-1}$ vs la production hétérotrophe (abscisse) en $\mu\text{g C l}^{-1}$	36
4.2	Courbe théorique superposée représentant la mise en fonction de la production autotrophe (ordonnée) en $\mu\text{g C l}^{-1}$ vs la production hétérotrophe (abscisse) $\mu\text{g C l}^{-1}$	37
4.3.a	Courbe de type I; traduisant la mise en fonction des différents paramètres et indices	39
4.3.b	Courbe de type II; traduisant la mise en fonction des différents paramètres et indices	40
4.3.c	Courbe de type III; traduisant la mise en fonction des différents paramètres et indices	41
4.4	Comparaison entre l'autotrophie (ordonnée) et le po- tentiel à l'hétérotrophie (abscisse) pour le même milieu aquatique	48
4.5	Comparaison entre l'autotrophie (ordonnée) et le po- tentiel à l'hétérotrophie (abscisse) pour deux lacs différents	49

4.6	Modèle traduisant les fluctuations de la biomasse autotrophe (ordonnée) et du potentiel à l'hétérotrophie vs les valeurs du rapport Cp/Np (abscisse)	51
5.1	Localisation des stations sur le lac Nathalie	66
5.2	Plan de l'estuaire et du tronçon aval de la rivière Matamek	74
6.1	Validation du modèle [C-Chlorophylle- α] vs carbone particulaire avec les données provenant de la rivière Yamaska, du lac Boivin et de la rivière Matamek	103
6.2	Dominance autotrophe et potentialité à l'hétérotrophie dans le lac Boivin	105
6.3	Validation du modèle [C-Chlorophylle- α] vs rapport Cp/Np. Données provenant de la rivière Yamaska, du lac Boivin et de la rivière Matamek	107
6.4	Validation du modèle chlorophylle- α vs potentiel autotrophe pour le lac Nathalie, lac Toto et la rivière La Grande en 1976 et 1977	109
7.1	[C-Chlorophylle- α] vs carbone particulaire pour la rivière Matamek	113
7.2	Dominance autotrophe et potentialité à l'hétérotrophie à la station 1 de la rivière Matamek	115
7.3	[C-Chlorophylle- α] vs rapport Cp/Np pour la rivière Matamek	118
7.4	Chlorophylle- α vs potentiel autotrophe aux quatre stations du lac Nathalie	122
7.5	Régression faisant intervenir le potentiel hétérotrophe (ordonnée) et le potentiel autotrophe (abscisse) pour le lac Nathalie	124

GLOSSAIRE

Nous suggérons au lecteur de se référer à ces définitions afin de mieux comprendre les termes employés dans le texte qui suit.

- 1 C_p: Représente une contraction du terme carbone particulaire
- 2 N_p: Représente une contraction du terme azote particulaire
- 3 C_p/N_p: Représente une contraction de l'expression rapport carbone particulaire/azote particulaire
- 4 [C-ATP]: Concentration en terme de carbone, de la biomasse vivante
- 5 Indices biologiques: Ensemble de paramètres biologiques qui une fois combinés, permettent d'illustrer les caractéristiques principales d'une entité biologique. Citons à titre d'exemple [C-ATP]-[C-chlorophylle-*a*] qui représente la biomasse hétérotrophe vivante en terme de carbone
- 6 Modèles: Représentation graphique permettant de visualiser un phénomène biologique. Les courbes tracées servent à délimiter les zones de probabilité - improbabilité et ne font appel à aucun concept mathématique de type régression linéaire ou autre

- 7 Paramètres biologiques: grandeur mesurable permettant de représenter de façon plus simple les caractéristiques principales d'un ensemble biologique
- 8 Potentialité à l'hétérotrophie: Ensemble de phénomènes biologiques qui peuvent conduire, à court terme, à une augmentation de la production micro-hétérotrophe d'un milieu aquatique. Citons à titre d'exemple l'augmentation des concentrations en carbone particulaire dans un milieu. Cette augmentation sera perçue comme un potentiel à produire pour les hétérotrophes, si cet intrant de substrat est bio-assimilable
- 9 Modèles primaires: Représentation graphique effectuée avec l'aide de paramètres ou d'indices qui ne représentent qu'un seul type de production biologique. La chlorophylle-*a* par exemple, est un paramètre primaire car il décrit la biomasse phytoplanctonique vivante. Citons à titre d'exemple le modèle primaire [C-Chlo-*a*] vs ([C-ATP]-[C-Chlo-*a*]) qui est constitué de deux paramètres ne représentant qu'un seul type de production
- 10 Modèles secondaires: Représentation graphique effectuée avec l'aide de paramètres ou d'indices qui ne représentent pas un seul type de production biologique. Le terme secondaire implique que l'information est moins directe. Le [C-ATP] est un paramètre secondaire car il correspond à l'ensemble

de la biomasse vivante du milieu, soit les populations
phytoplanctoniques et les bactéries

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

1. INTRODUCTION

Le développement anarchique de notre société crée des perturbations environnementales affectant l'équilibre souvent précaire des écosystèmes aquatiques. La compréhension des phénomènes impliqués permet à l'homme d'évoluer en harmonie avec cette ressource des plus convoitées.

L'étude de la production biologique en eau douce est un champ d'activités dont l'importance s'accroît et, qui tente de cerner l'ampleur des processus d'eutrophisation et de vieillissement prématuré de nos cours d'eau.

La chaîne alimentaire "classique" correspond à un réseau d'unités transformant l'énergie initialement captée par les producteurs primaires (autotrophes). L'accent est donc mis sur la biomasse autotrophe, en tant qu'élément principal, pouvant maintenir l'intégrité des niveaux trophiques supérieurs. Les producteurs secondaires, telles les bactéries (minéralisateur), sont relégués au second rang quant à leur contribution énergétique au système aquatique.

Le but de ce mémoire est double; en premier lieu nous tenterons de déterminer si en certaines conditions naturelles, la production hétérotrophe peut-être du même ordre de grandeur que la production autotrophe, et en second lieu, nous essaierons de connaître la contribution qualitative et quantitative des détritits en tant que substrat utilisable par les populations hétérotrophes en milieu lacustre.

Certains auteurs estiment que la contribution énergétique de la flore micro-hétérotrophe (au reste des niveaux trophiques) est quantitativement aussi importante et valable que celle originant des groupes autotrophes (Romanenko, 1966; Sorokin, 1971; Tilzer, 1972; Northon, 1978); d'autres chercheurs expliquent cette possibilité par l'intermédiaire des détritus (autochtones et allochtones) comme potentiel à produire une biomasse hétérotrophe (Olsen, 1963; Darnell, 1964; Johannes, 1967; Fenchel, 1969; Wetzel *et al.*, 1972). Ce travail s'est inspiré directement de cette littérature, en utilisant cependant une nouvelle approche, que nous qualifions de conceptuelle. Les modèles théoriques engendrés sont le résultat graphique d'une combinaison entre deux paramètres ou indices biologiques.

Le limnologiste dispose de plusieurs types de paramètres pouvant lui permettre de tirer certaines conclusions sur les milieux aquatiques. Nous croyons nécessaire de développer une approche plus globale, à l'aide de modèles théoriques, qui seront régis par une série de paramètres et d'indices limnologiques.

L'utilisation de modèles conceptuels simples sera la première démarche effectuée. Alféven (1976) résume bien le pourquoi de notre attitude face à la complexité et à la sectorisation grandissante des études poursuivies en limnologie:

"Plus un modèle théorique se complique plus il devient sacro-saint".

Suivant ainsi le mode de pensée de chercheurs tel Rigler et Dillon (1975), (Modèle prédisant la cote trophique d'un lac à partir des concentra-

tions de chlorophylle-*a* et de phosphore total) et Margalef (1956) (Indice de diversité spécifique des espèces), nous orientons nos efforts vers une modélisation plus holistique, traduisant le comportement des paramètres et des indices biologiques, en fonction des objectifs établis. Nous avons vérifié par la suite les hypothèses régissant les modèles théoriques à l'aide de valeurs observées "*in situ*".

Les résultats finals de cette étude pourraient servir à classifier rapidement les lacs selon leur type de production dominant (autotrophe, hétérotrophe, auto-hétérotrophe).

Ce regroupement touchant plus particulièrement les milieux lacustres, permettrait de déterminer avec plus de rigueur, les entités biologiques responsables des flux énergétiques à l'intérieur de ces systèmes. Connaissant les liens intimes existant entre les écosystèmes lacustres et terrestres, cette classification globale pourrait servir d'outil de gestion (gestion par modèles) offrant ainsi un potentiel intéressant pour un développement plus intégré du territoire.

Le milieu lotique étant considéré, à priori, comme un système surtout propice à la production hétérotrophe, nous jugeons donc opportun de l'utiliser comme point de comparaison avec le milieu lacustre.

Les données nécessaires à l'adéquation des modèles théoriques proviennent d'une campagne d'échantillonnage de l'été 1976* pour le lac Nathalie, et de l'été 1978** pour la rivière Matamek.

* Jones *et al.*, (1977).

** INRS-Eau, 1978 (Données non publiées).

CHAPITRE 2

CONSIDERATIONS D'ORDRE THEORIQUE

2. CONSIDERATIONS D'ORDRE THEORIQUE

La production biologique, située dans un contexte global, est constituée de composantes principales et secondaires. Les intervenants primaires correspondent à la différence physique entre l'énergie et le temps^{*}, tandis que les secondaires (ou de contrôle) visent les facteurs biophysiques d'un écosystème (incluant la compétition).

Il est ainsi possible de visualier ces différentes composantes par le biais d'une simple relation mathématique. Il s'agit simplement d'additionner successivement toute croissance d'un individu, pris isolément d'une population, pour une période de temps précise (ex.: une année $t=1$).

Nous pouvons ainsi écrire C_i , comme paramètre pouvant représenter la croissance moyenne du poids (biomasse b_i) d'un individu.

Il est alors possible de déduire une équation permettant d'estimer la production totale d'un milieu (Holme et McIntyre, 1971):

$$P = \sum_{t=0}^{t=1} \sum_{i=0}^N C_i b_i \Delta t$$

où $C_i \Delta t = \frac{1}{b_i} \left(\frac{db_i}{dt} \right) \Delta t$

Cette équation est une façon indirecte de montrer que la production biologique est le poids total de matière organique nouvellement formée, en plus de toutes les pertes (ex.: excrétion, sécrétion, respiration, ingestion),

* Energie nécessaire pour produire une biomasse donnée dans un laps de temps donné avec toutes les contraintes biophysiques du système.

pour un laps de temps donné. Le poids de matière vivante dans un système est défini comme étant la biomasse, que l'on peut caractériser par une valeur absolue instantanée ou par une valeur moyenne (pour une longue période de temps). Cette biomasse peut s'exprimer par unité de volume, de masse ou d'énergie, et s'applique à un organisme entier, à une population, ou globalement à un écosystème. Les unités représentant la biomasse se regroupent en trois catégories (Holme et McIntyre, 1971):

- 1- Unités brutes (ex.: gr);
- 2- Unités mesurant le poids de tissu vivant seulement (ex.: gr poids humide);
- 3- Unités mesurant l'énergie contenu dans le tissu vivant (ex.: calorie).

L'unité brute de biomasse est évaluée, en retirant l'eau des cavités internes de l'organisme (poids sec). L'unité mesurant la masse des tissus vivants exclut la ou les parties non vivantes de l'organisme (ex.: la matière calcaire protégeant certains organismes), et les sédiments inorganiques lourds présents dans les intestins d'invertébrés tels les polychètes. L'unité mesurant l'énergie contenue à l'intérieur des tissus vivants s'exprime sous forme de CO_2 et H_2O lorsque ceux-ci sont totalement oxydés.

L'énergie et le temps (cinétique) exigés pour les diverses transformations de la biomasse doivent être considérés à l'intérieur de la production biologique. Le transfert de l'énergie d'un composé en un autre n'est jamais pleinement efficace. La chaîne alimentaire peut donc être perçue comme une série d'éléments diluant progressivement l'énergie (pertes par le mouvement, chaleur, sédimentation, etc.) (Rabinowitch, 1951; Odum, 1971).

La composante temporelle est intimement liée aux processus de croissance et de mort. Cette croissance peut être subdivisée en un nombre de phénomènes (ingestion, assimilation, excrétion et respiration) qui, reliés ensemble, constituent le passage entier d'énergie au-dedans et au-dehors de l'individu.

L'analyse des caractéristiques de croissance spatiale et saisonnière d'un organisme peut être traduite comme un tableau dynamique de paramètres environnementaux interagissant avec certains de leurs processus physiologiques. Chaque espèce possède une plage de tolérance face aux composantes abiotiques de son écosystème (ex.: température, oxygène dissous, pH etc.) et une bonne maturation sera favorisée avec une combinaison optimale de ces facteurs environnementaux.

Les avantages compétitifs d'une population sur une autre sont très relatifs à cause des changements hautement dynamiques des conditions physiques, physico-chimiques (abiotiques) et biotiques du milieu. L'effet des facteurs abiotiques sur la production biologique peut être étudié par le biais de trois unités:

- . les substances inorganiques; soit le carbone, l'azote, l'eau et tout ce qui est comme eux impliqué dans les cycles biogéochimiques de l'écosystème;
- . les substances organiques; hydrates de carbone, protéines, lipides, humus, et le reste qui sont produits par les organismes vivants à partir des substances du monde abiotique;

le régime climatique, soit la température et les autres facteurs physiques qui délimitent les conditions de l'existence.

Les facteurs biotiques, ou environnement biotique, incluant les prédateurs, proies, parasites et compétiteurs, sont un monde vital d'adaptation réciproque. Nous verrons dans la section suivante les éléments constituant la pyramide trophique en milieu aquatique. La compréhension des mécanismes régulateurs et des flux d'énergie au niveau des populations autotrophes, hétérotrophes et des détrivores nous permettra de comprendre l'importance de ces chaînons interdépendants.

2.1 Production autotrophe et hétérotrophe

La production biologique d'un système aquatique peut être caractérisée par trois groupes d'organismes: les autotrophes, les hétérotrophes et les mixotrophes.

Les autotrophes constituent le premier niveau trophique. Ils captent l'énergie solaire et la transforment en biomasse. Cette phototransformation s'effectue en présence d'éléments nutritifs tels que le carbone, l'azote, le phosphore et le soufre, sous forme de CO_2 , NO_3^- , $\text{PO}_4^{=}$ et $\text{SO}_4^{=}$. Plusieurs autres éléments tels que le magnésium, le cuivre, le molybdène et certains micro-nutriments (ex.: vitamines, facteurs de croissance) sont nécessaires pour l'élaboration des structures physiologiques de support et pour les processus enzymatiques cellulaires. Cette production primaire est maintenue par l'entremise des algues (phytoplanctons, algues benthiques, épiphytiques et macrophytes aquatiques) et tout autre groupe d'individus possédant des

pigments chlorophylliens (ex.: bactéries pourpres, etc.).

Quelques espèces d'algues sont mixotrophes, assimilant le bioxyde de carbone en petites quantités, simultanément avec des composés organiques pendant l'obscurité. En d'autres termes, la photoautotrophie, en présence de lumière, peut être suppléée par l'assimilation de composés organiques à la noirceur. Cette condition d'hétérotrophie ne sera pas retenue dans le cadre de ce mémoire car :

- . sous conditions naturelles, il y a une faible affinité des algues pour les substrats organiques en solution (Golterman, 1975);
- . les algues ne peuvent être des compétiteurs efficaces avec les bactéries pour les substrats organiques disponibles (Wright et Hobbie, 1966).

Les populations hétérotrophes lacustres dépendent en grande partie de la biomasse autotrophe, soit d'origine autochtone soit d'origine allochtone ou de la matière détritale. L'autolyse algale relâchera des substances organiques ou inorganiques pouvant être assimilées à court et à moyen terme par les décomposeurs.

Le phytoplancton peut être assimilé directement par le zooplancton, nous sommes alors en présence d'une prédation. Les processus hétérotrophiques sont beaucoup plus complexes que leurs homologues autotrophiques. Si la transformation en biomasse s'effectue par la photosynthèse pour les populations autotrophes, les groupes hétérotrophes utilisent la prédation et/ou la décomposition de la matière vivante pour subvenir à leurs besoins de croissance et de reproduction.

La production autotrophe a généralement toujours été considérée comme étant supérieure à la production hétérotrophe en milieu lacustre, et inversement pour les rivières à moyens et/ou à forts débits.

La dépendance énergétique du phytoplancton est reliée intimement à la quantité et à la qualité de la lumière transmise dans le milieu aquatique. Celle-ci variera dépendamment de la situation géographique et climatique de l'écosystème aquatique. Par exemple, les lacs en haute montagne reçoivent plus de rayons ultra-violets que les lacs au niveau de la mer. Les changements diurnes dépendent de la saison et de la latitude. La pénétration de la lumière variera selon la turbidité de l'eau et la possibilité d'avoir un couvert de glace.

Pour ce qui est de la dépendance énergétique des populations hétérotrophes, leur production est liée à la quantité et surtout à la qualité de la matière organique présente (Hynes, 1963). Ainsi un apport d'un substrat organique "réfractaire", dont l'énergie chimique disponible est faible, aura un taux d'incorporation* plus faible qu'une substance organique "labile" dont la structure permet la disponibilité rapide de l'énergie chimique (ex.: matière humique vs. glucose).

Le caractère réfractaire de certaines molécules organiques est associé à leur structure moléculaire ou à des conditions environnementales spécifiques qui les protègent de l'attaque bactérienne. De façon générale on peut assumer qu'il existe toujours un type de microorganismes capables,

* Fait référence à une absorption active de la part d'un organisme vivant.

dans des conditions favorables, d'oxyder une substance qui est théoriquement oxydable. Si on rencontre des substances qui ne semblent pas dégradables par les microorganismes, c'est probablement parce que ces substances sont produites ou accumulées dans un environnement où les conditions ne sont pas favorables à la dégradation du produit. Toutefois, il ne faut jamais exclure la possibilité d'être en présence de substances vraiment réfractaires, lorsqu'on considère les produits synthétiques ayant une longue demi-vie qu'on retrouve parfois dans les sols et dans les eaux, sujettes à des conditions écologiques extrêmes.

Le phénomène de résistance à la dégradation de la matière organique associée aux argiles peut s'expliquer par des propriétés de surface; plus la surface interactive est grande, plus ce phénomène se manifeste.

Un substrat organique peut aussi devenir inaccessible à la dégradation microbienne s'il est recouvert progressivement d'un matériel non métabolisable; c'est ainsi qu'il est possible de retrouver des acides aminés intacts dans des os fossilisés. Dans les produits végétaux, l'inaccessibilité peut aussi provenir de la protection structurelle offerte par des produits telle que la lignine qui enrobe par exemple des polysaccharides facilement dégradables.

Les cycles de croissance et de reproduction pour ces espèces autotrophes (phytoplancton) et les bactéries sont très rapides. On parle de cycle de renouvellement en terme d'heures.

Le cycle biologique "théorique" dans un lac dimictique, entre le phytoplancton et les bactéries se déroule comme suit: biomasse maximum des

algues au printemps, avec peu de phéopigments (algues mortes) suivie d'une décroissance des populations algales (diminution des éléments nutritifs) amorçant une augmentation des concentrations en phéopigments, concordant avec une croissance de la biomasse hétérotrophe bactérienne (colonisation des détritus, minéralisation et assimilation des substances organiques dissoutes). Les mêmes phénomènes seront présents suite à l'isothermie automnale (Henrici, 1937; Kuznetsov, 1959; Overbeck, 1968; Potaenko et Micheeva, 1969; Schmidt, 1969; Takahashi *et al.*, 1973).

L'importance de la production hétérotrophe dépend donc en partie de la matière organique produite par les algues. Toutefois, des apports allochtones significatifs de substances organiques provenant du bassin versant peuvent permettre une production hétérotrophe bactérienne du même ordre de grandeur que la production autotrophe phytoplanctonique autochtone. Dans le cas où l'intrant allochtone de matière organique est égal à environ dix fois la production primaire (en terme énergétique) la production hétérotrophe sera approximativement égale à la production autotrophe du milieu (Overbeck, 1972). La production hétérotrophe dépend donc largement de ces apports énergétiques, qu'ils soient autochtones ou allochtones. Il est alors essentiel de comprendre les flux énergétiques ayant pour origine cette réserve de substances détritales que l'on nomme globalement détritus.

2.2 Détritus

Les détritus ou biodétritus ont été décrits par Odum et De la Cruz (1963), comme étant de la matière organique inerte, colonisée par des microorganismes saprobiques. Les détritus ont été redéfinis (Wetzel *et al.*,

1972; Rich et Wetzel, 1978) de façon à produire une terminologie consistante avec le concept d'écosystème lacustre. Cette définition complète le compte rendu de Lindeman (1942) concernant la dynamique des niveaux trophiques de même que les discussions subséquentes, sur les détritus par Odum.

"Les détritus sont constitués de carbone organique perdu en absence de prédation, indépendamment du niveau trophique (incluant ingestion, excrétion, sécrétion, blessure, etc.) ou d'intrants provenant de l'extérieur de l'écosystème et qui forment des cycles à l'intérieur du milieu".

Cette définition élargit le concept arbitraire du carbone particulaire. Une substance détritique (ex.: carbone organique dissous, C.O.D., carbone organique particulaire, C.O.P.) représente toute forme de carbone organique mort, différent du carbone organique ou inorganique vivant. En second lieu, la composante bactérienne n'est plus combinée avec les détritus, parce que ce concept interfère avec l'application du terme à l'intérieur de situations où les détritus ne sont pas simplement ingérés (ex.: régénération de substances nutritives tel que le CO_2 , NH_4^+ , NO_3^- , et PO_4^{3-} , hétérotrophie de certaines algues, pertes par adsorption, floculation, etc.).

Les études concernant l'origine des détritus et leur métabolisme, incluant les sources non planctoniques et terrestres (bassin versant), sont excessivement rares (Wetzel, 1975, a.). La complexité provient de l'hétérogénéité et de la diversité des facteurs (ex.: composition du sol, étendue du

* Cette substance était considérée, il y a quelques années, comme étant la seule pouvant représenter les détritus. Certaines études ont démontré clairement par la suite que le carbone particulaire n'était qu'une composante au même titre que plusieurs autres substances énergétiques.

bassin versant, importance des populations de l'écosystème, etc.) interagissant sur l'exportation de cette matière à l'intérieur des milieux lotiques et lenthiques.

Il est donc primordial de bien comprendre les origines de ces apports organiques allochtones et autochtones de même que les mécanismes de transfert énergétique. Le rôle des apports organiques allochtones, leur dynamisme et leur intégration aux différents niveaux trophiques ont été étudiés surtout en rivière. Il en va de même pour les lacs où le métabolisme des populations hétérotrophes pélagiques est fortement influencé par les facteurs édaphiques et terrestres du milieu environnant (Darnell, 1964; Cummins, 1973). Selon Vannote (1969), l'intrant de détritiques allochtones peut supporter jusqu'à 2/3 de la demande énergétique annuelle des organismes consommateurs primaires. L'effet de mélange et de brassage, associé aux fluctuations des débits, a un rôle important sur l'assimilation et la bio-disponibilité des détritiques.

Les lacs, plutôt statiques, montrent certaines différences marquées quant aux transformations des détritiques à l'intérieur des zones littorales, pélagiques et benthiques (sédiments).

Les mécanismes biochimiques ayant cours dans les sédiments (ex.: utilisation et remise en circulation des substances nutritives, production de gaz, etc.) ont été étudiés intensivement (Denyl, 1961; McCarty, 1964; ZoBell, 1973; Hall et Hyatt, 1974), mais la caractérisation quantitative de ces processus est fortement controversée (Saunders, 1972) et est exclue de cette étude.

Le rôle des détritits peut être associé à une réserve énergétique remise en circulation à un faible rythme, à la façon d'un tampon, palliant ainsi aux fluctuations énergétiques du milieu à long terme. Les détritits fournissent nourriture et abri aux bactéries, zooplancton et aux invertébrés benthiques.

Les lacs de tête présentent des caractéristiques biologiques uniques. En effet, la production autotrophe à l'intérieur de tels systèmes correspond en majeure partie à la réserve énergétique de l'écosystème. Les détritits d'origine autochtone issus des cycles biologiques sont équivalents en proportion aux autres systèmes lacustres. La différence énergétique majeure se situe au niveau des apports allochtones en substances nutritives. Le bassin de drainage caractérisant un lac de tête est presque inexistant, le ruissellement en nutriments y est donc très fortement limité.

Nous pouvons ainsi envisager un enrichissement progressif en éléments nutritifs des eaux coulant de lac en lac. En effet, les détritits occuperont une place prépondérante en tant que substrat énergétique à l'intérieur d'une telle chaîne de lacs. Il va sans dire que nous assisterons aussi à un accroissement considérable des apports allochtones originant des bassins versants*.

* Cette contribution quantitativement notable des détritits pourrait porter les producteurs secondaires (minéralisateurs) au même niveau de production que les groupes autotrophes. L'aspect qualitatif de ces apports est difficile à définir. Nous ne pouvons ainsi affirmer que toutes les substances nutritives entrant dans un lac sont utilisées. Une partie sédimentera et sera perdue à jamais dans les sédiments. Les populations bactériennes qui sont présentes dans tout le volume d'eau d'un système lacustre sont quand même capables, de par leur grande adaptabilité, d'utiliser au maximum toutes les formes d'éléments nutritifs présents en solution.

De façon à bien situer toutes les composantes précédemment énumérées, nous présentons maintenant, de façon globale, les interrelations existant entre les unités du système lotique et lentique.

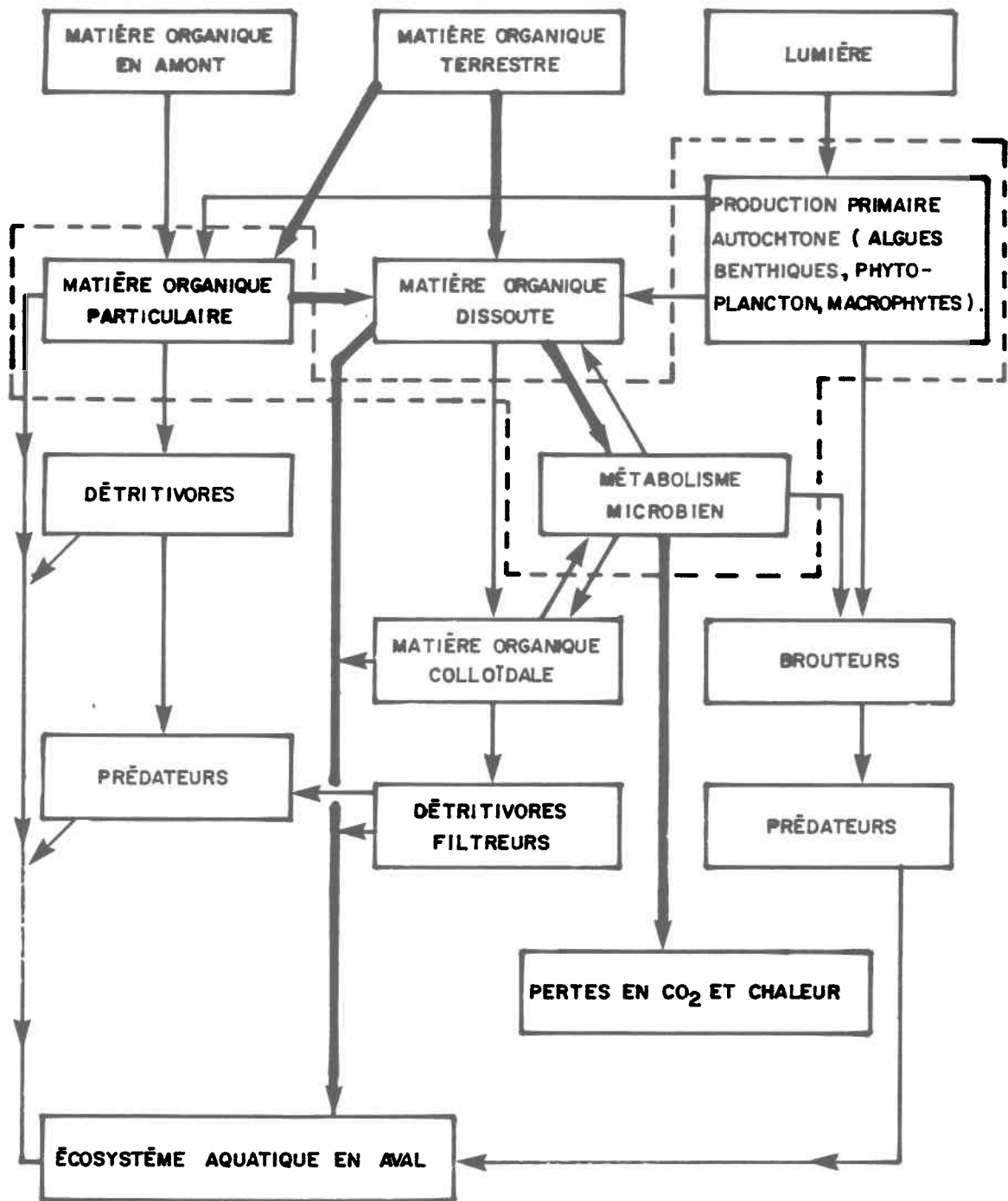
La figure 2.1 nous présente sommairement les composantes qui interagissent en milieu lentique. Cet organigramme biologique fait intervenir les producteurs (primaires et secondaires) de même que les produits issus de leur métabolisme et du système en général. Il est possible, par exemple, de visualiser le dynamisme de cet ensemble d'unités, par le biais des flux d'énergie représentés par le carbone*.

La région pointillée correspond au maillon primaire qui est reconnu comme étant la pile énergétique du système en milieu lacustre. Nous remarquons en effet, que la majorité du carbone organique, qu'il soit d'origine particulaire ou dissous, provient des populations autotrophes. L'incorporation du carbone au reste des niveaux trophiques se fait par l'intermédiaire des producteurs secondaires (brouteurs, prédateurs, etc...) et des détrivores. Il est possible grâce à ce schéma de percevoir clairement le rôle des détritus, en tant que réserve potentielle d'énergie. Nous pouvons par la même occasion voir l'importance relative des apports allochtones en matière organique. Ce flux énergétique peut être très variable tout dépendant de la nature (ex.: composition du sol, type d'écoulement, stade trophique du lac, etc...) du lieu où se situe le système lacustre.

*

Plusieurs chercheurs ont tenté d'estimer les flux énergétiques en terme de carbone (Olsen, 1963; Hynes *et al.*, 1973; Hall *et al.*, 1979; Wetzel, 1975, a) mais ces études n'ont pu caractériser de façon valable les sources énergétiques issues des groupes hétérotrophes (brouteurs, détrivores) et des apports allochtones en matière organique (particulaire ou dissoute).

Contrairement au milieu lentique le milieu lotique (figure 2.2) est très dynamique et le chaînon primaire (matière organique dissoute et particulaire) est globalement perçu comme provenant du bassin de drainage. Deux autres unités productrices viennent se greffer à cette pile centrale; ce sont les populations autotrophes et la matière organique provenant de la section en aval du même cours d'eau. Ce système dynamique (en mouvement continu) est donc fortement propice au développement des populations micro-hétérotrophes. Il est intéressant de noter, une fois de plus, le rôle important de récupération qu'effectuent les détrivores à l'intérieur de ce système. La zone pointillée de ce schéma correspond à la région d'intérêt de notre étude.



➔ INDIQUE UN TRANSPORT DOMINANT ET UN TRANSFERT MÉTABOLIQUE IMPORTANT DE LA MATIÈRE ORGANIQUE .

Figure 2. 1 . Relations générales des flux d'énergie dans le système lotique , (Wetzel, 1975, b.) .

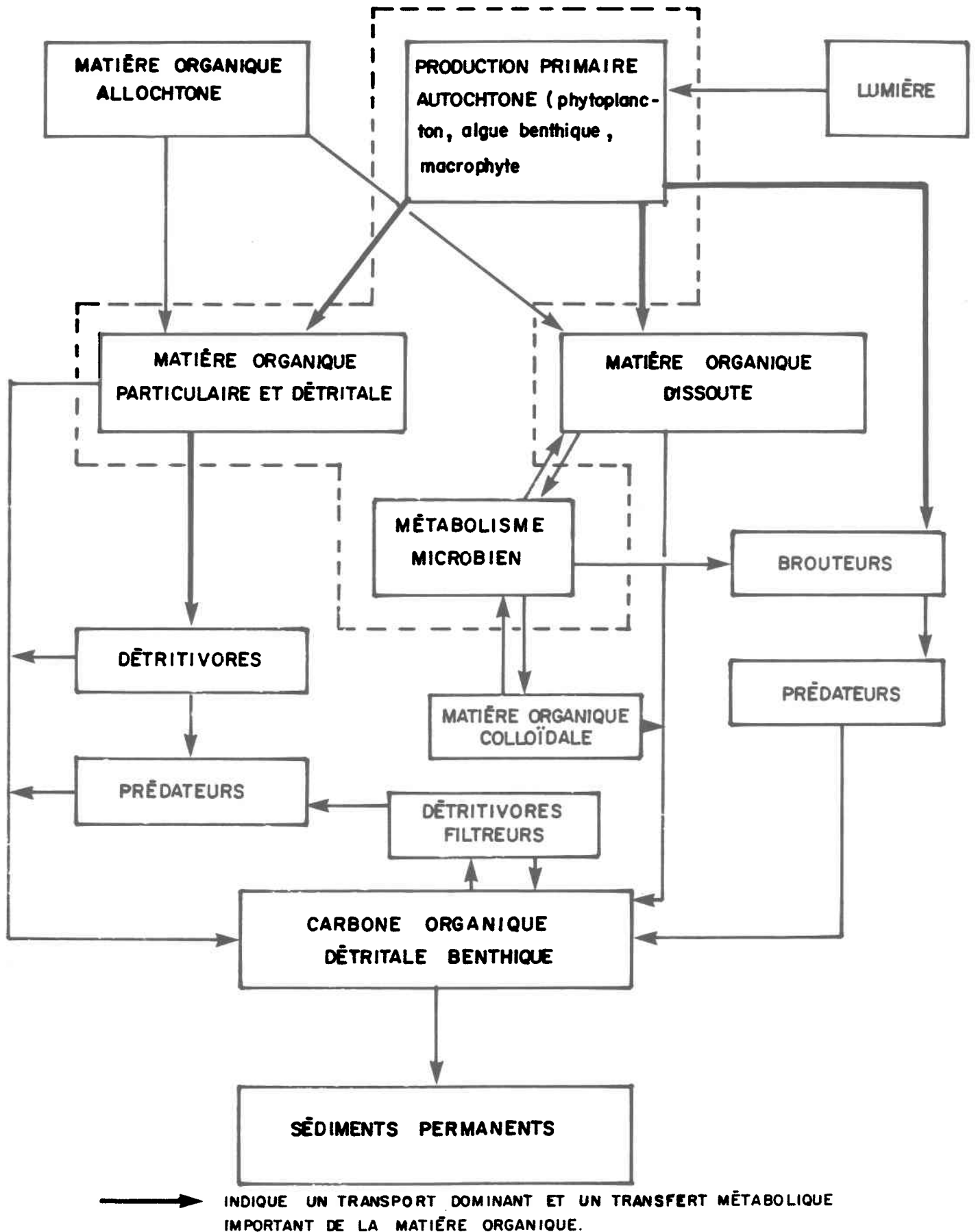


Figure 2.2 . Relations générales des flux d'énergies dans le système lenthique ,
(Wetzel , 1975 , b .)

CHAPITRE 3

PARAMETRES BIOLOGIQUES

3. PARAMETRES LIMNOLOGIQUES

Cette section a pour but d'introduire les paramètres que nous utiliserons pour l'étude. Une brève description des paramètres suivie d'un résumé englobant leur utilisation, permettra au lecteur de mieux comprendre les composantes constituant la base de ce travail.

Nous n'avons pas retenu le débit comme paramètre pour la rivière Matamek car il influence de façon uniforme (c'est-à-dire qu'il agit simultanément sur les deux paramètres inclus dans les modèles) les modèles.

Cependant, il faut être conscient que la variation dans la vitesse d'écoulement peut amener un système dynamique principalement hétérotrophe vers un système statique autotrophe et vice-versa.

3.1 Paramètres biologiques

3.1.1 Chlorophylle-a (Chlo-a)

Dans la majorité des producteurs biologiques autotrophes la chlorophylle contenue à l'intérieur des chloroplastes cellulaires permet la phototransformation des éléments nutritifs inorganiques en matière organique. La détermination de la concentration (ex.: $\mu\text{g.l}^{-1}$) d'un pigment telle la chlorophylle-a (annexe 1), peut être considérée comme une mesure de la biomasse phytoplanctonique (Berman and Epply, 1974).

La chlorophylle- α permet de suivre quantitativement la distribution spatiale et l'évolution temporelle de la flore autotrophe. De fortes concentrations de chlorophylle- α , pouvant varier entre 30 et 60 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Glooschenko *et al.*, 1974) révèlent la présence d'un dynamisme très élevé des populations phytoplanctoniques, communément appelées "fleur d'eau". Il est à noter que des îlots de phytoplancton à la surface de l'eau deviennent visibles à partir de 5 $\mu\text{g chlo-}\alpha \text{ l}^{-1}$ (Holmes *et al.*, 1967). L'évolution de la concentration de chlorophylle- α à l'intérieur des lacs de nos régions tempérées humides est généralement bimodale, présentant deux pics; un premier suite à l'isothermie des eaux du printemps, et un second vers la fin de la période de stratification thermique estivale. L'utilisation de la chlorophylle- α présente certains désavantages, en ce sens qu'elle intègre un certain pourcentage de phytoplancton mort. Pour compenser cet état de choses, la chlorophylle- α doit être corrigée en soustrayant la concentration en phéopigments mesurés dans le même échantillon d'eau (Lorenzen, 1967). On peut traduire les valeurs de chlorophylle- α en unité de carbone en multipliant par un facteur de 30 (Strickland, 1960), (Chlorophylle- α x 30 = C-Chlorophylle- α).

3.1.2 Phéopigments

La mort d'un organisme phytoplanctonique amorce une dégradation rapide de la molécule de chlorophylle, caractérisée en premier lieu, par la perte de l'atome de magnésium situé au centre de la molécule. Les phéopigments ainsi produits ont une gamme d'absorption spectrale qui diffère de celle de la chlorophylle (Yentsch, 1967). La concentration de phéopigments (exprimée en $\mu\text{g l}^{-1}$) peut ainsi être associée à la quantité de phytoplancton mort (annexe 1).

Les concentrations de phéopigments permettent de suivre plus précisément les cycles spatio-temporels des populations autotrophes. La présence dans le milieu lacustre, de fortes concentrations en phéopigments succédant à des teneurs élevées de chlorophylle- α (fleur d'eau) confirme l'origine autochtone de ce pigment. Par contre, l'observation de fluctuations des concentrations de phéopigments, non reliée avec la dynamique des concentrations de chlorophylle- α , suggère un apport allochtone des phéopigments (ex.: bassin versant, et/ou tributaires), (Campbell, comm. person.).

3.1.3 Carbone particulaire (Cp)

Le carbone particulaire est défini arbitrairement comme la quantité de carbone présent dans le matériel retenu sur une membrane ou filtre de verre (de porosité nominale variable: ex.: 1 μm , Jones et Keighan, 1976 et 5 μm Wetzel, 1975,b) (annexe 2). Les valeurs rapportées n'incluent donc pas la fraction à l'état colloïdal et dissous. La matière particulaire vivante (bactéries > 1 μm , protozoaires, phytoplancton et zooplancton) contribue généralement à une faible partie du Cp; la plus grande partie étant formée de détritus (Saunders, 1972).

On utilise les teneurs en carbone particulaire pour illustrer la biomasse totale et la quantité de matière organique morte d'un système aquatique (Cumming *et al.*, 1972; Wetzel, 1964). Ce paramètre est valable seulement si le carbone inorganique particulaire (ex.: CaCO_3) est négligeable par rapport au carbone organique particulaire. Connaissant la concentration de Cp organique dans le milieu, on pourra évaluer par rapport à d'autres paramètres, l'importance relative de l'hétérotrophie et de l'autotrophie (ex.:

établir une relation entre l'évolution temporelle de la chlorophylle- α et le carbone particulaire, afin de déterminer la contribution des organismes autotrophes au carbone organique particulaire).

3.1.4 Rapport carbone particulaire vs azote particulaire (Cp/Np)

Ce rapport nous donne une appréciation de la valeur énergétique de la matière organique (Wetzel, 1975, a). En effet, le rapport Cp/Np englobe la biomasse autotrophe et hétérotrophe et une partie de la matière organique morte.

Ce paramètre est souvent rapporté dans les comptes rendus des études de la dynamique des éléments nutritifs comme un indice de la nature réfractaire de la matière organique (Hutchinson, 1957). Un rapport Cp/Np élevé (40-50) indique la présence d'une matière organique très peu utile comme source énergétique pour la croissance bactérienne (hétérotrophe) à court terme. Par contre, un rapport Cp/Np relativement bas suggère, soit un haut pourcentage de matière vivante en suspension, soit une importante source d'énergie pour le métabolisme hétérotrophe à court terme. L'évolution temporelle du rapport Cp/Np, ne peut être précisée sans référence à l'évolution concomitante du carbone particulaire le régissant (Jones *et al.*, 1977).

3.1.5 Adénosine Triphosphate (ATP)

L'ATP est un co-enzyme intracellulaire qui assure le transfert de l'énergie produite par certaines réactions vers des sites d'utilisation comme par exemple, celles des biosynthèses (Golbsby, 1967). Etant donné la nature

très dynamique du réservoir d'ATP dans une cellule et de son temps de renouvellement de quelques secondes (Lehninger, 1970), une fluctuation des taux d'utilisation d'énergie de l'organisme ne demande pas nécessairement un taux de production concomitant d'ATP dans les cellules. Ainsi, de façon théorique, nous pouvons assumer que la concentration d'ATP par cellule "normale" devrait rester à peu près constante, indépendamment de la demande énergétique de la cellule (Jones *et al.*, 1977). La méthodologie d'extraction et d'analyse de l'ATP est résumée en annexe 3.

A partir des caractéristiques de l'ATP dans les cellules vivantes et mortes, Holm-Hansen et Booth (1966) ont proposé l'utilisation de l'ATP comme mesure de la biomasse microbiologique des écosystèmes naturels. Etant donné que la concentration de carbone particulaire représente entre 40 et 50% de la biomasse et que les études du dynamisme de la production du milieu se basent sur des paramètres ayant la qualité de carbone comme facteur commun (ex.: carbone particulaire, incorporation de ^{14}C), Holm-Hansen et Booth (1966) ont établi un facteur de conversion entre la concentration d'ATP, et la biomasse, exprimé en fonction de la quantité de carbone vivant. Ils ont estimé la valeur moyenne de ce facteur de conversion à 250 (ATP x 250 = C-ATP).

3.1.6 Potentiel autotrophe

Le potentiel autotrophe d'une eau est le taux d'incorporation et de transformation de carbone radioactif (^{14}C) dans la matière organique, à partir de bicarbonate $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, ajouté à l'échantillon d'eau (Steeman, 1962),

annexe 4. L'emploi de bicarbonate radioactif est justifié parce qu'il est la principale source de carbone assimilable par la flore autotrophe.

La méthodologie d'assimilation du carbone 14 à la lumière a été introduite pour évaluer la production de matière organique par la flore autotrophe. Cette mesure, lorsque comparée avec la chlorophylle- α permet de déterminer à quel moment les populations d'algues ont un métabolisme maximum (Kalff et Welch, 1974).

3.1.7 Potentiel hétérotrophe

Le potentiel hétérotrophe d'une eau est le taux d'assimilation et d'incorporation de carbone radioactif (^{14}C), à partir de glucose uniformément marqué (annexe 5), à l'intérieur de la matière organique nouvellement produite. Le choix du glucose comme substrat organique est adéquat, car sa présence est quasi universelle dans les eaux de surface (Campbell, comm. pers.) et son assimilation est rapide par le bactérioplancton.

Le potentiel hétérotrophe permet de connaître l'état physiologique des populations hétérotrophes. La bioassimilation de ^{14}C à partir de la matière organique marquée pourra être comparée aux autres paramètres afin de tirer certaines conclusions sur la vitesse de transformation et de minéralisation de la matière organique particulaire et dissoute par les bactéries.

3.2 Indices biologiques

Cette section s'inspire, du moins dans sa forme, des démarches effectuées par des chercheurs tel Margalef (1956), lors de la construction des indices de diversité et de saprobicité. Les différents indices, construits à partir des paramètres limnologiques, permettent de cerner avec plus d'emphase les phénomènes régissant les modèles théoriques, qui sont élaborés par la suite. Nous avons, comme pour les paramètres limnologiques, défini brièvement et résumé leur utilisation (tableau 4.2). Il est évident qu'il existe plusieurs autres indices biologiques. Nous n'avons sélectionné que ceux offrant le maximum d'information compatible avec les objectifs de cette étude.

3.2.1 ([C - ATP] - [C - Chlo-a])

Cet indice indique la concentration de carbone particulaire fourni au système par l'entremise des populations hétérotrophes vivantes. En effet, le carbone-chlorophyllien représente le carbone algal vivant, alors que le carbone-ATP correspond à la totalité du carbone vivant dans le milieu.

Cet indice nous permettra d'évaluer quantitativement, en terme de carbone particulaire, la biomasse hétérotrophe afin de la comparer à celle des autotrophes, correspondant au carbone chlorophyllien. Notons que la biomasse microhétérotrophe peut atteindre de grandes proportions. Olah (1972) a trouvé jusqu'à 1500 mg/l de [C-ATP] pour les bactéries dégradant une fine poudre de phragmites (10 gr.l^{-1}).

3.2.2 ([Cp] - [C - ATP])

Cet indice correspond à la quantité de carbone particulaire mort (détritius) dans le milieu. Le carbone particulaire comprend les organismes vivants, morts et le carbone sous forme inorganique en suspension (négligeable), tandis que le carbone-ATP ne représente que le carbone vivant.

Cet indice quantifie les détritius dans le système, considérés comme étant un substrat important pour la prolifération des microorganismes hétérotrophes (Floodgate, 1972). L'importance quantitative du carbone "détritale" servira donc à percevoir l'hétérotrophie potentielle nécessaire à la minéralisation de cette matière organique.

CHAPITRE 4

DESCRIPTION DES MODELES THEORIQUES

Cette section a pour but de dresser une liste d'hypothèses découlant de la signification des paramètres limnologiques et des indices biologiques précédemment énumérés. L'élaboration à priori de la dynamique présente en milieu lacustre, permet de déterminer avec plus de rigueur et de discernement les phénomènes reflétés par les valeurs observées. Ces modèles théoriques, conceptualisés après un cheminement logique, sont étayés, selon le cas, avec les résultats de certains chercheurs.

Cette méthode a pour but de recueillir certaines informations globales régissant le comportement de paramètres biologiques simples (ex.: chlorophylle-*a*, ATP, Cp etc.). Il est ainsi possible, grâce à cette haute perspective de tirer des conclusions qui pourraient être voilées et passer inaperçues suite à une étude plus sectorielle.

Les modèles primaires analysent les paramètres ou indices qui ne représentent qu'un seul mode de production (ex.: [C-chlorophylle-*a*] = biomasse phytoplanctonique en unité de carbone; ([C - ATP] - [C - Chlorophylle-*a*]) = biomasse hétérotrophe en unité de carbone) alors que les modèles introduisant des paramètres primaires et secondaires correspondent à deux types de production (ex.: [C-ATP] = biomasse autotrophe et hétérotrophe en unité de carbone).

Cette nouvelle méthode traduit, par intégration holostique, la compréhension des phénomènes entourant la production biologique.

Trois modèles primaires seront donc générés à partir d'un dénominateur commun (paramètres et/ou indices "primaires") représentant exclusivement les deux types de production homologues et les détritits. Viendront par la suite se greffer à ces modèles un certain nombre de paramètres et d'indices "secondaires" (tableau 4.1), pouvant améliorer la qualité de l'information transmise.

Nous réalisons que les écosystèmes sont très complexes et que plusieurs phénomènes peuvent coexister à un niveau où les paramètres intimement liés physiologiquement, sont influencés par les mêmes facteurs externes (ex.: chlorophylle- α relie les algues et leur biomasse et elle est influencée par la lumière, la température, le pH, le broutage, etc.). Toutefois, les modèles conceptuels isoleront ces tendances afin de développer certaines hypothèses globales. Cet exercice est des plus valable lorsqu'il y a dominance accrue d'un phénomène (ex.: production autotrophe dans un lac eutrophe au moment de la croissance exponentielle; le phénomène dominant étant l'incorporation du ^{14}C (HCO_3^-), provoquant ainsi une augmentation des concentrations de carbone particulaire dans le milieu aquatique).

Nous assumons, tout au cours du développement de nos modèles théoriques, qu'il est improbable de trouver au même moment et au même lieu, les deux types de production (autotrophe et hétérotrophe) à un niveau élevé d'activité.

Cette hypothèse est parfaitement en accord avec la dynamique de croissance des algues. Nous savons que les populations algales en phase exponentielle sont d'avidés consommateurs de substances nutritives, excluant ainsi toute autre compétition biologique pour les mêmes éléments (figure 4.1,

TABLEAU 4.1: Présentation des paramètres et indices "primaires" et "secondaires".

	AUTOTROPHE	HETEROTROPHE	DETRITUS
Paramètres et indices "primaires"	chlorophylle- α	$([C-ATP]-[C-Chlo-\alpha])$	$(C_p - [C - ATP])$
Paramètres et indices "secondaires"	carbone particulaire Rapport C_p/N_p Potentiel autotrophe ATP Phéopigments	carbone particulaire Rapport C_p/N_p Potentiel hétérotrophe ATP Phéopigments	carbone particulaire Rapport C_p/N_p ATP Phéopigments

région A). La mort suivant une telle croissance sera caractérisée par une remise en solution de certains groupes d'éléments par les populations bactériennes minéralisant cette matière détritale, permettant ainsi un renouvellement du cycle (figure 4.1, région B).

A mesure qu'il y aura une diminution de l'activité de l'un ou de l'autre des producteurs il sera possible d'obtenir une coexistence des deux systèmes (autotrophe et hétérotrophe).

Il nous est alors permis de tracer une courbe théorique (Fig. 4.1) régissant les deux modes de production*. Les deux lignes pointillées correspondent aux zones trophiques reconnues en limnologie classique. Les chiffres pour la biomasse algale proviennent de la classification faite par Sakamoto (1966). En ce qui a trait à la classification des niveaux trophiques pour la biomasse hétérotrophe, personne, à notre connaissance, n'a publié de chiffres. Si l'on accepte, à priori, l'hypothèse selon laquelle la décomposition du phytoplancton résulte en une transformation de 50% de cette biomasse en une biomasse hétérotrophe et que l'on ajoute l'incorporation des apports allochtones, à ce total nous croyons qu'il est acceptable d'employer arbitrairement les mêmes chiffres que ceux donnés par Sakamoto (1966) pour la biomasse phytoplanctonique.

L'approche par de tels modèles séparant système autotrophe et hétérotrophe a été étudiée par Odum et Prentki (1978) qui ont classé cinq (5) lacs selon la comparaison des inputs autochtones et allochtones. De ces lacs, un seul est un système hétérotrophique. Ce lac extrêmement oligotrophe a une

* La figure 4.2 est une version superposée de la figure 4.1. Les régions A et B correspondent alternativement aux zones autotrophes et hétérotrophes. Les régions hachurées montrent clairement les secteurs où il sera très peu probable de retrouver une distribution de points.

TABLEAU 4.2: Présentation des différents paramètres et indices associés aux modèles qui les représentent

TYPE I		TYPE II		TYPE III	
AXE X	AXE Y	AXE X	AXE Y	AXE X	AXE Y
[[C-ATP]-[C-Chlorophylle- α]]	[[Cp]-[C-ATP]]	[C-Chlorophylle- α]	(Cp-[C-ATP])	Chlorophylle- α	Potentiel autotrophe
[C-chlorophylle- α]	Carbone particulaire	Chlorophylle- α	Carbone particulaire/azote particulaire	Chlorophylle- α	Potentiel hétérotrophe
[C-Chlorophylle- α]	[C-ATP]	Chlorophylle- α	Phéopigments	[[C-ATP]-[C-Chlorophylle- α]]	Potentiel hétérotrophe
[[C-ATP]-[C-Chlorophylle- α]]	Carbone particulaire	[[C-ATP]-[C-Chlorophylle- α]]	[C-ATP]	(Cp-[C-ATP])	Potentiel hétérotrophe
[[C-ATP]-[C-Chlorophylle- α]]	Phéopigments	[[C-ATP]-[C-Chlorophylle- α]]	Carbone particulaire/azote particulaire		
(Cp-[C-ATP])	Carbone particulaire				
(Cp-[C-ATP])	Phéopigments				

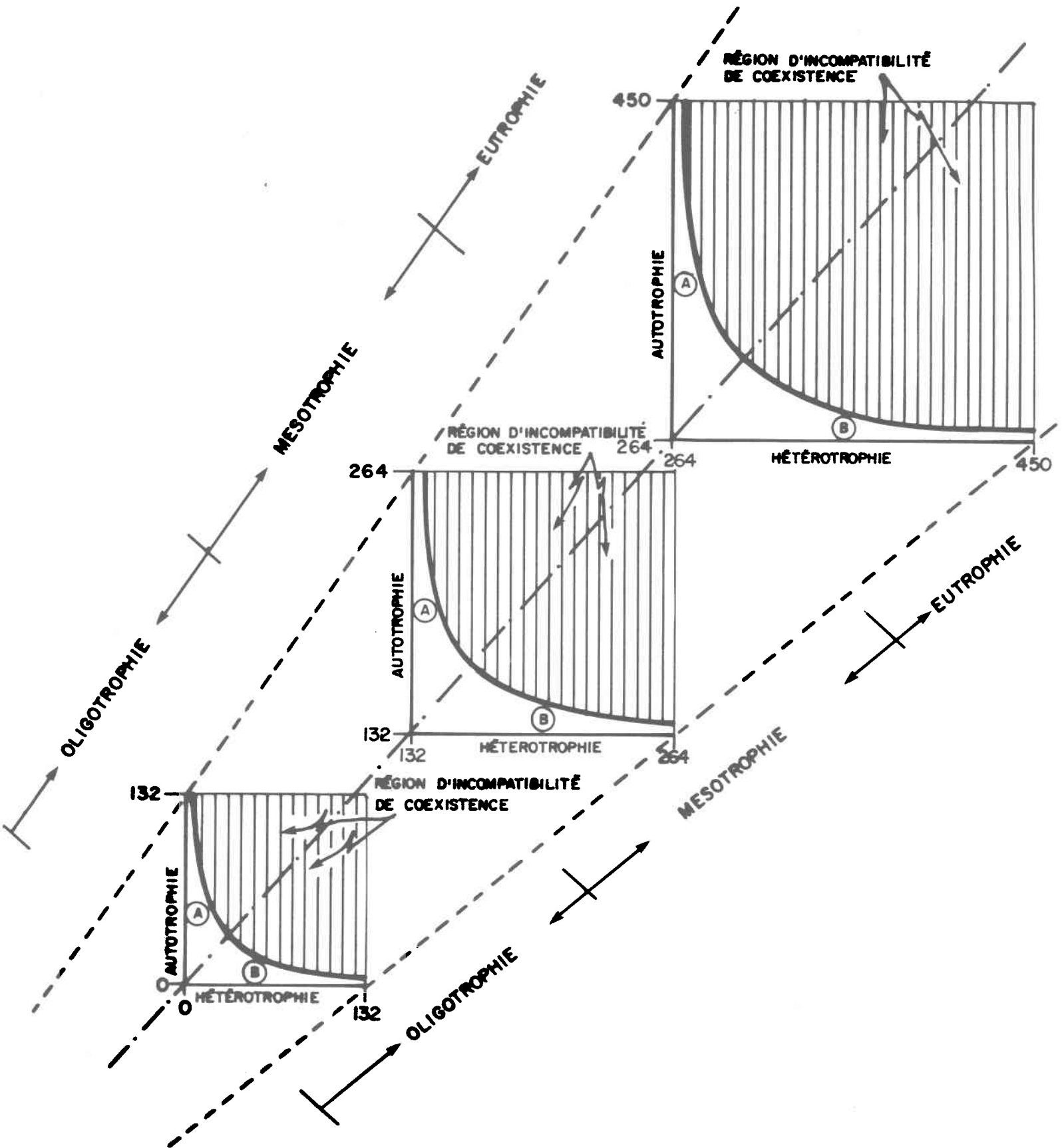


Figure 4.1 . Courbe théorique représentant la mise en fonction de la production autotrophe (ordonnée) en $\mu\text{g C l}^{-1}$ vs la production hétérotrophe (abscisse) en $\mu\text{g C l}^{-1}$.

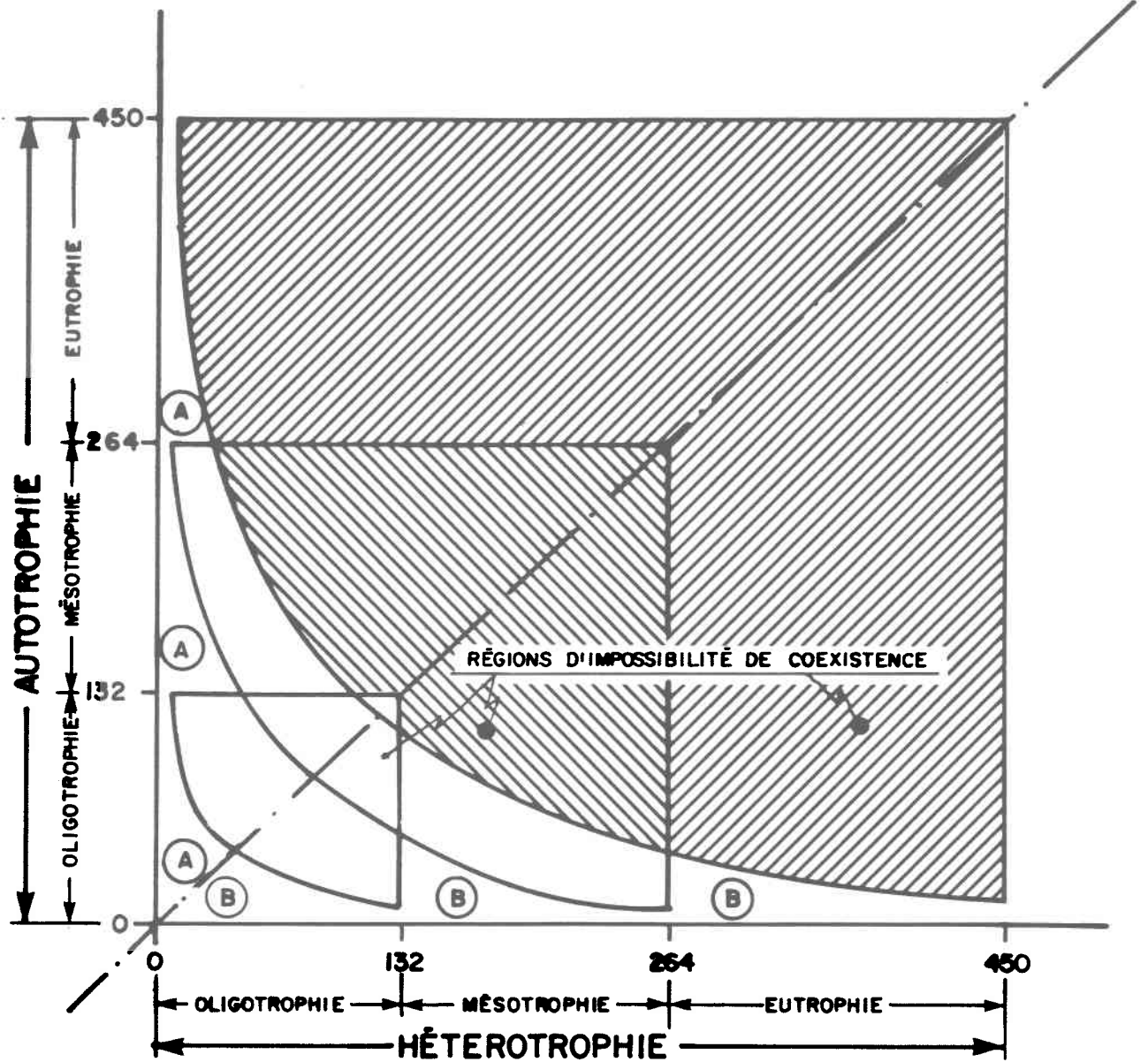


Figure 4.2 . Courbe théorique superposée représentant la mise en fonction de la production autotrophe (ordonnée) en $\mu\text{g C l}^{-1}$ vs la production hétérotrophe (abscisse) $\mu\text{g C l}^{-1}$.

production autotrophe faible en raison des 9 mois de couvert de glace et a une perte rapide des éléments nutritifs solubles due au faible temps de renouvellement des eaux.

Les figures 4.3 a, b, c, présentent les 3 types de courbe régissant la mise en fonction des différents paramètres et indices. Ces courbes ont été déduites à partir des hypothèses gouvernant la courbe théorique de production (Fig. 4.1). Le tableau 4.2 décrit les modèles visés par chacune de ces représentations graphiques. Le pourquoi de la forme et les explications conduisant à la compréhension des systèmes sont élaborés en détail dans les sections suivantes.

Ces modèles sont construits en fonction de conditions naturelles et ne pourront réagir de façon satisfaisante à des "intrants" modifiant drastiquement les caractéristiques physiques et chimiques du milieu (ex.: eau d'égout déversée dans un lac, produisant une grande turbidité de l'eau, éliminant ainsi la possibilité efficace d'une bonne photosynthèse, mais assurant une forte production hétérotrophe).

Voici donc les prémisses d'où découlent ces modèles conceptuels:

- Ces modèles intègrent les processus de production sur une période de temps précédant la mesure.
- Il y a incompatibilité de coexistence, en état d'équilibre entre l'autotrophie et l'hétérotrophie à tous les niveaux trophiques (impossibilité d'obtenir un maximum de croissance des populations autotrophes et hétérotrophes simultanément).

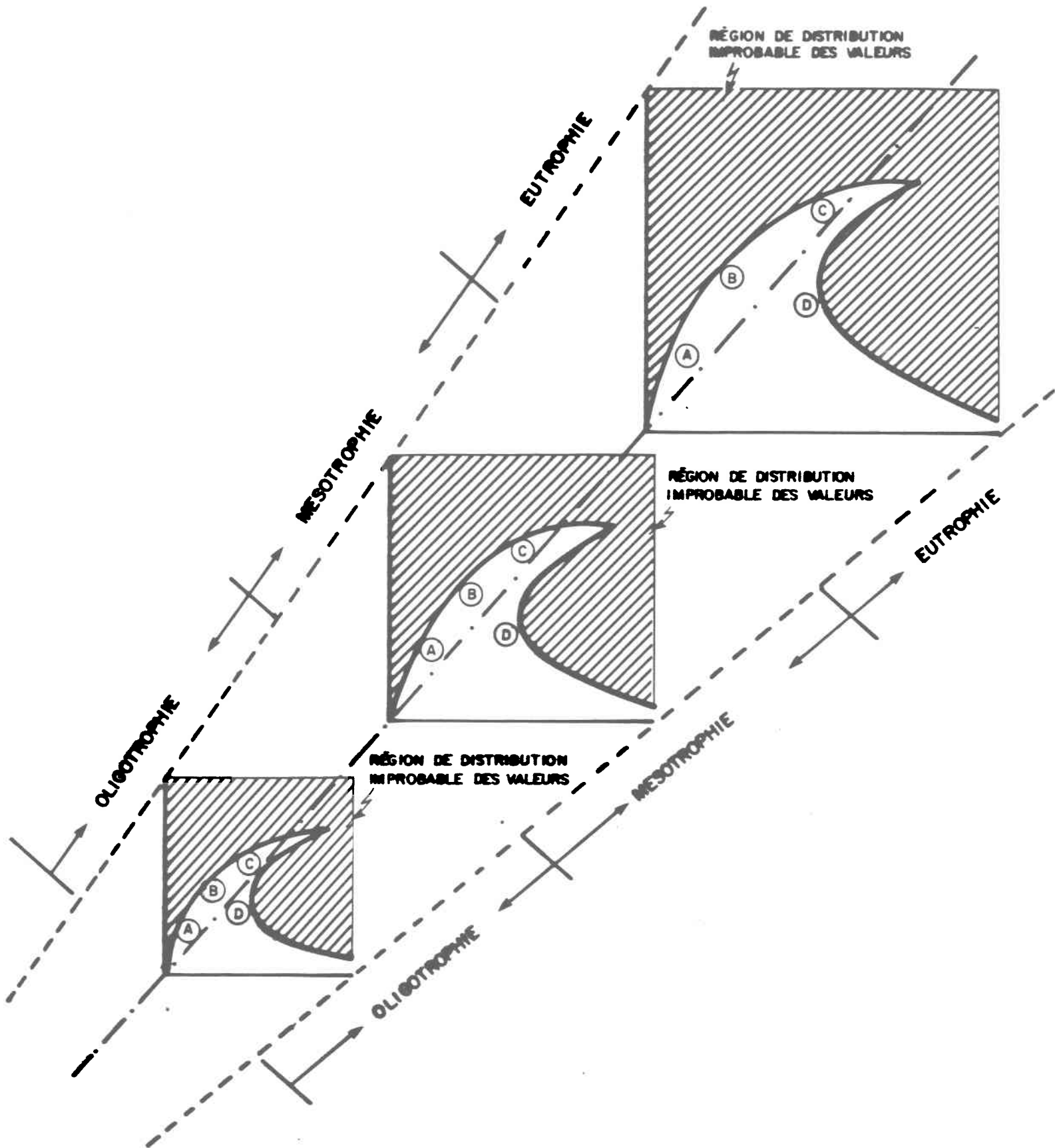


Figure 4.3,a „Courbes de type I traduisant la mise en fonction des différents paramètres et indices .

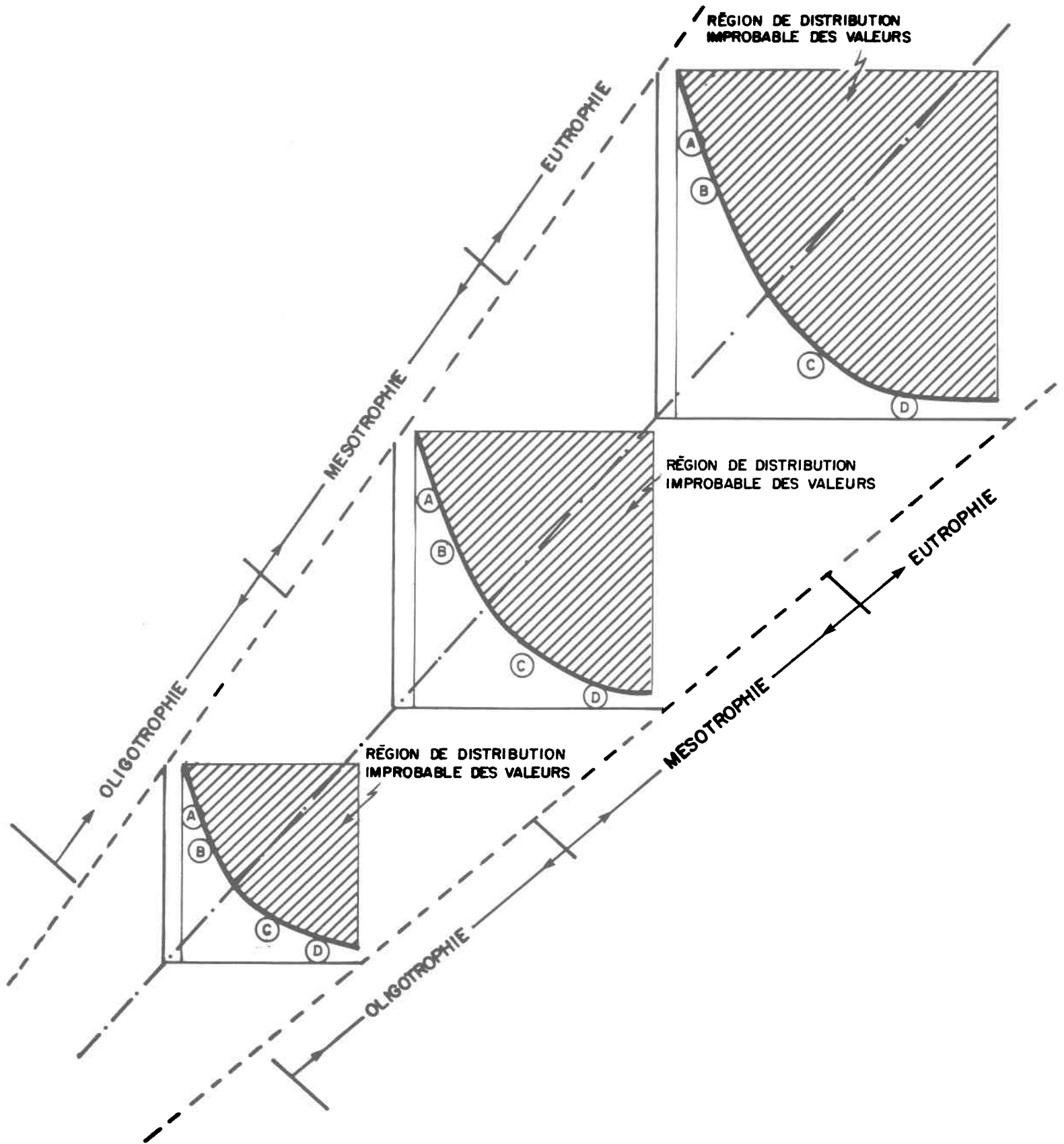


Figure 4.3,b.Courbes de type II traduisant la mise en fonction des différents paramètres et indices.

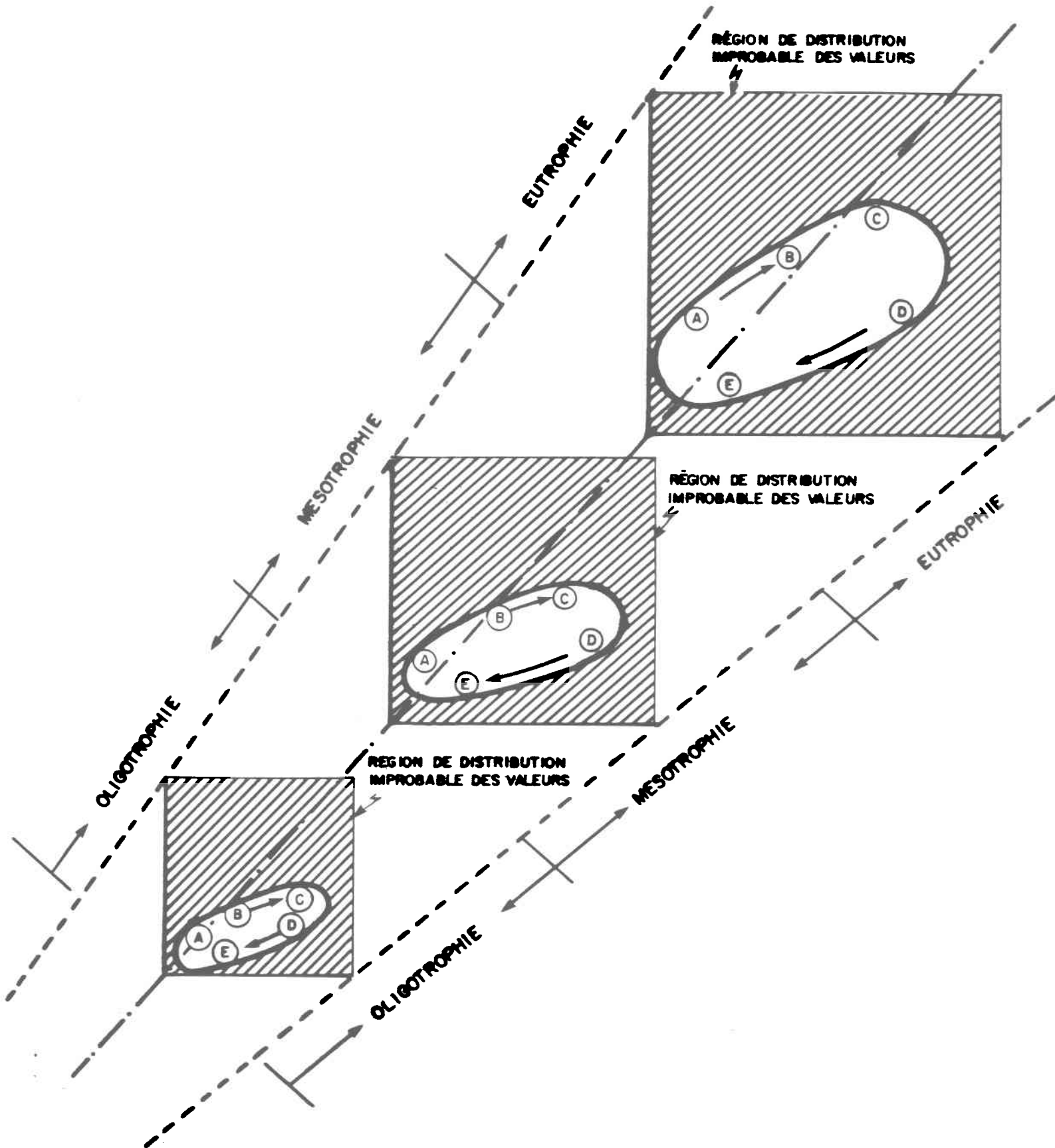


Figure 4.3,c. Courbes de type III traduisant la mise en fonction des différents paramètres et indices .

- Le milieu est un réacteur naturel en état d'équilibre dynamique.
- Ces modèles ne prévoient pas les perturbations "extraordinaires" (physico-chimiques).
- Ces modèles assument l'homogénéité spatiale au niveau d'une station d'échantillonnage du réacteur.
- Ces modèles permettent l'hétérogénéité verticale (colonne d'eau) et temporelle de la masse d'eau pour le reste du réacteur.

4.1 Modèles primaires

4.1.1 [C-Chlorophylle- α] vs ([C-ATP] - [C-Chlorophylle- α])

Le modèle de la figure 4.1 tiré de paramètres primaires est direct; il décrit l'importance relative des autotrophes vis-à-vis les hétérotrophes dans les milieux aquatiques, en terme de biomasse. Cette courbe traduit bien la possibilité d'obtenir pendant la décroissance d'un des deux modes de production, la coexistence des populations autotrophes et hétérotrophes. Les régions A et B mettent en évidence l'incompatibilité entre les deux modes de production et ceci, à des concentrations très élevées retrouvées en périodes de production maximale (régions correspondant aux zones non hachurées). Si on transpose l'évolution temporelle de ces deux paramètres sur la représentation graphique de la figure 4.1, pour un certain plan d'eau, on peut retrouver à la fin de l'échelle de temps considéré (ex.: une année) les deux dominances de production. Si on étudie cette même relation sur une base annuelle, on obtiendra suite à la croissance exponentielle des algues, les points de mesure près de l'ordonnée tandis qu'en période hivernale (sous couvert de glace), les valeurs de la biomasse hétérotrophe seront supérieures à celles des autotrophes, distribuant ainsi les valeurs près de l'abscisse (Tilzer, 1972).

Il faudra alors, classer le milieu aquatique selon l'échelle des valeurs de concentrations en biomasse retrouvées et l'évolution de celles-ci pendant toute l'année.

4.1.2 [C-Chlorophylle- α] vs ([Cp] - [C-ATP])

Ce modèle tente d'élaborer la relation entre la biomasse autotrophe et la concentration en détritus mesurée dans le milieu. Nous posons l'hypothèse suivante: l'augmentation en détritus particulaires dans le milieu déclenche la croissance des hétérotrophes. De plus, les apports en substances particulaires entraînent une plus grande turbidité (diminution de la pénétration de la lumière) ce qui conduit à une plus faible biomasse autotrophe (diminution de la capacité photosynthétique). Si l'on se base sur cette hypothèse, on devrait retrouver une relation inverse (Fig. 4.3, type II) entre la concentration de C-Chlorophylle- α et la concentration en détritus déterminée par l'élimination du carbone vivant, C-ATP, de la concentration en carbone particulaire totale (une forte concentration en détritus particulaires implique une faible concentration en chlorophylle- α) (ie. région C et D). Ce modèle doit se révéler efficace pour de fortes concentrations en détritus alors qu'à faibles concentrations plusieurs phénomènes (physiques, chimiques etc...) pourront contribuer à modifier la concentration en détritus (ex.: minéralisation, etc.).

Il est à remarquer que la production de détritus autochtones provenant de la production autotrophe du milieu, renforcera la forme extérieure de

* La zone hachurée représente une région où il sera très peu probable de retrouver des valeurs car il a été expliqué clairement qu'une forte concentration en détritus empêchait la croissance des autotrophes.

ce modèle (points situés sur la partie asymptotique du modèle) tandis que les apports allochtones en détritrus pourront amener les points à l'intérieur du modèle (tant que l'équilibre du système n'est pas modifié de façon significative).

L'évolution temporelle ou spatiale d'un milieu sur l'abscisse décrit un changement dans la concentration des détritrus tandis qu'un déplacement vers le haut décrit une variation vers l'autotrophie pour ce système (régions A et B). Ainsi, chaque série de points peut se décomposer selon l'axe X ou Y pour visualiser la tendance du système en terme d'autotrophie ou de détritrus (qui est un potentiel à l'hétérotrophie).

4.1.3 ([C-ATP] - [C-Chlorophylle-a]) vs ([Cp] - [C-ATP])

Ce modèle relie deux paramètres principaux utilisés pour notre étude: biomasse hétérotrophe et détritrus. Selon l'"aisance" (caractère labile) avec laquelle les détritrus pourront être minéralisés, il sera possible de retrouver la forme de la courbe décrite à la figure 4.3 (type 1). Ainsi, au printemps un apport important de détritrus allochtones demandera, à la flore hétérotrophe présente (plutôt faible initialement) un certain temps pour transformer cette concentration en carbone particulaire détritale. Suite à cette phase relativement stationnaire (région A), la croissance exponentielle des hétérotrophes augmentera avec peu de changement à la quantité des détritrus (région B). Selon Paerl (1978), on retrouvera rapidement un plateau où la biomasse des hétérotrophes bactériens ne changera plus (région C) en regard de leur cycle de vie rapide (pouvant atteindre 30 minutes), enrichissant et enveloppant le carbone particulaire détritale de cellules bactériennes "fraîchement" mortes. Cette nouvelle matière détritale offre ainsi un bon

potentiel de nourriture pour les détrivores. Cette région implique la transformation de la matière organique dissoute (par les bactéries) en matière organique particulaire (pour les bactéries). Suivra la transformation et l'épuisement graduel des matières nutritives et des détritiques, la biomasse décroîtera (région D). Il faut cependant être conscient du grand nombre de paramètres impliqués, de même que des erreurs associées à leurs mesures lesquelles sont transformées et utilisées dans ce modèle. Il est donc peu probable de vérifier le modèle avec satisfaction, si les valeurs recueillies concernent les milieux oligotrophes, car la trop faible concentration de ces paramètres sera voilée par la somme des erreurs associées à leur transformation.

4.2 Modèles secondaires

4.2.1 [C-Chlorophylle- α] vs carbone particulaire

Ce modèle nous permet de déterminer si les concentrations de carbone particulaire dans le milieu sont régies par les concentrations de chlorophylle- α en unité de carbone (algues vivantes). Plusieurs chercheurs (Steele et Baird, 1962; Ryther et Menzel, 1965; Menzel, 1967) ont remarqué une influence marquée sur les concentrations de carbone particulaire, au moment d'une fleur d'eau (forte concentration de chlorophylle- α). Parsons *et al.*, 1969 a noté la présence de cycles saisonniers, en phase synchronisée, entre les concentrations de carbone organique particulaire et les concentrations de chlorophylle- α *. La figure 4.2 (Type I), semble donc répondre le mieux à ce phénomène.

* Nous pourrions regarder, grâce à cette hypothèse, si les concentrations de carbone particulaire sont de nature algale vivante. Il est nécessaire de respecter les échelles de grandeurs, en transformant les concentrations de chlorophylle- α en carbone - chlorophylle- α à l'aide d'un facteur de conversion entre 10 et 100 et en les comparant avec les valeurs de carbone particulaire correspondantes. Nous avons choisi 30 comme facteur de conversion selon les études de Strickland (1960) et de Banse (1977), section 3.1.1.

A faible valeur d'une concentration de chlorophylle- α , nous sommes en présence d'un milieu oligotrophe, tandis qu'à forte valeur nous serons en présence d'un milieu eutrophe. A concentrations de chlorophylle- α presque égales à zéro, une fluctuation de la concentration en carbone particulaire correspondra à un système hétérotrophe, variant entre un milieu oligotrophe (faible concentration de carbone particulaire) et eutrophe (forte concentration de carbone particulaire).

Une courbe empirique relie ces deux extrêmes de production selon les cycles de minéralisation des hétérotrophes assimilant les populations d'algues mortes. Golterman (1972) a montré que la minéralisation du carbone particulaire dans certains lacs résulte en une décroissance journalière de 4 à 10% des concentrations initiales. La portion inférieure de la courbe (faible concentration de chlorophylle- α et forte concentration de carbone particulaire) correspond à un milieu contenant beaucoup de détritux signifiant un important potentiel à minéraliser pour la flore hétérotrophe (régions A et B). Il est possible d'obtenir des points au dedans de la zone non-hachurée de cette figure illustrant la compatibilité de l'hétérotrophie avec l'autotrophie (à un faible niveau d'activité des deux populations), résultant d'apports allochtones de substances organiques, ou tout simplement de la mort des populations autotrophes (à concentration de chlorophylle- α constante, augmentation des concentrations de carbone particulaire).

Le modèle [C-Chlorophylle- α] vs carbone particulaire, peut servir à comparer l'autotrophie et le potentiel à l'hétérotrophie pour un même milieu aquatique, ou pour certains systèmes aquatiques entre eux et ce, pour une même période de temps donné.

La figure 4.4 nous montre une série de résultats théoriques (nuages de points) nous permettant de voir qu'à une certaine période de l'année, le lac varie d'un milieu autotrophe vers un milieu hétérotrophe et inversement. Prenons par exemple la période estivale au moment d'une croissance exponentielle des populations autotrophes et de leur décroissance lors de la mort massive de ces mêmes populations, faisant suite à l'épuisement des substances nutritives. Il sera alors possible de voir une transition marquée du regroupement des valeurs d'un niveau élevé de [C-chlorophylle- α], vers des concentrations élevées de carbone particulaire.

Dans la figure 4.5 deux lacs sont comparés; selon notre modèle, le lac "X" semble beaucoup plus autotrophe que le lac "Y". Cependant, ces comparaisons doivent être faites avec beaucoup de précautions, car on ne connaît pas les relations entre l'hétérotrophie et le carbone particulaire, c'est-à-dire l'évaluation de l'hétérotrophie liée à la matière organique particulaire. Les valeurs du rapport C_p/N_p nous permettront de répondre à cette question.

4.2.2 Chlorophylle- α vs rapport carbone particulaire / azote particulaire

Ce modèle établit la relation entre les concentrations de chlorophylle- α et les valeurs du rapport C_p/N_p . Sachant que le rapport C_p/N_p varie entre 3:1 et 6:1 pour le phytoplancton vivant (Holm-Hansen, 1972; De March, 1975) il est alors acceptable de tracer une droite, expliquant qu'aux teneurs élevées de chlorophylle- α correspondent des valeurs du rapport C_p/N_p faibles et constantes (régions A et B) pour les milieux où il y a prolifération des autotrophes (Fig. 4.3, Type II). Pour ce qui est des très faibles concentrations

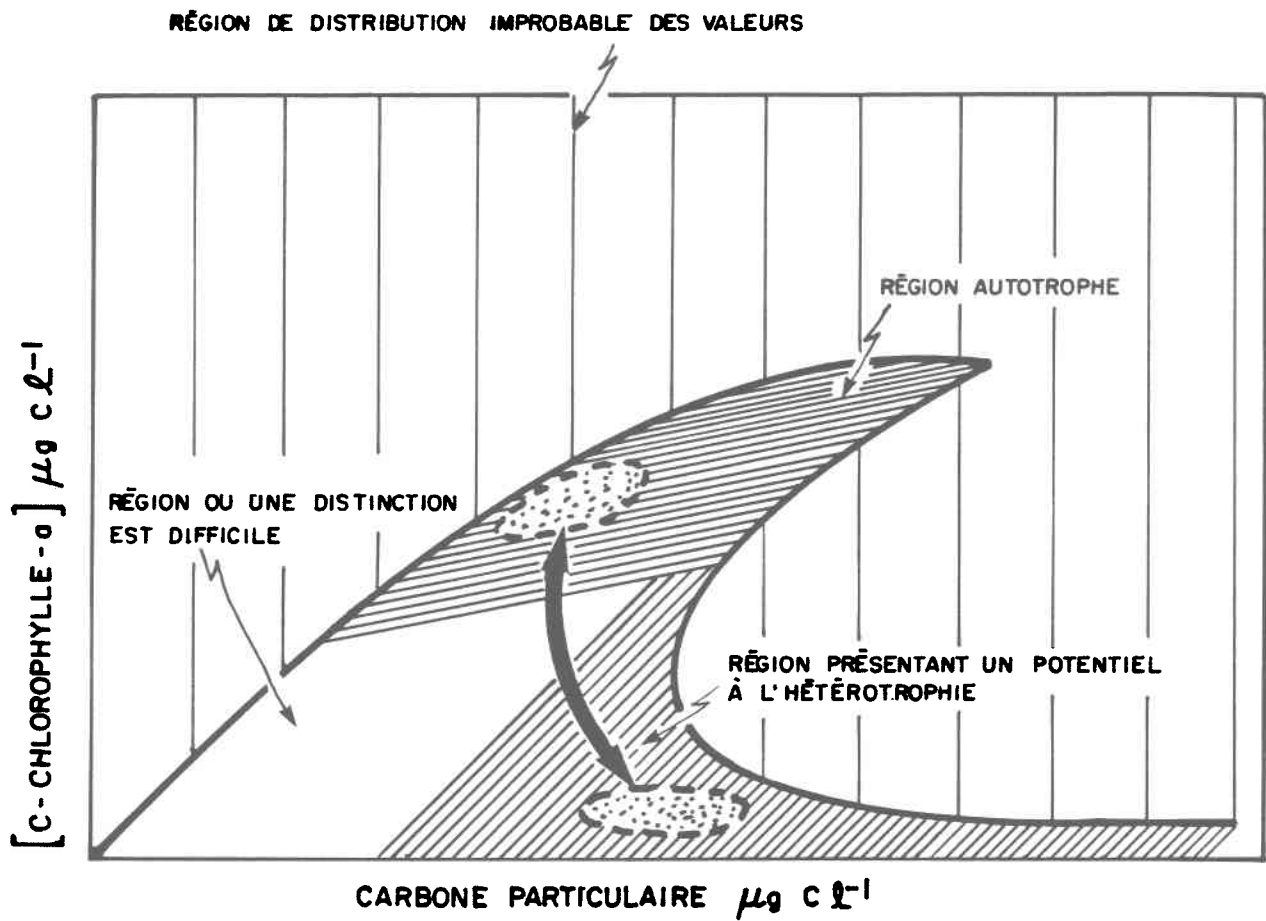


Figure 4.4 . Comparaison entre l'autotrophie (ordonnée) et le potentiel à l'hétérotrophie (abscisse) pour le même milieu aquatique .

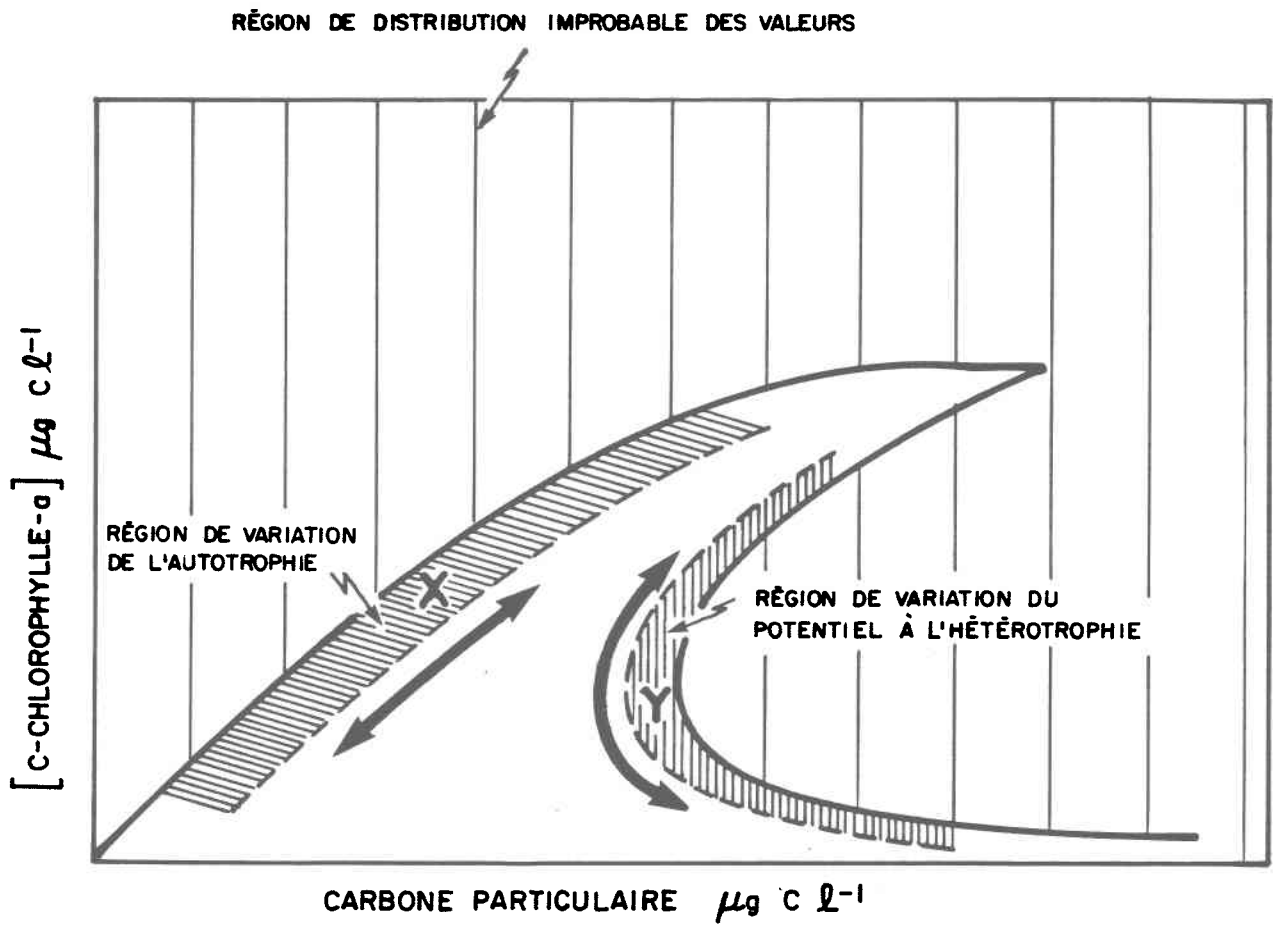


Figure 4.5. Comparaison entre l'autotrophie (ordonnée) et le potentiel à l'hétérotrophie (abscisse) pour deux lacs différents.

de chlorophylle- α dans un milieu hétérotrophe, le rapport Cp/Np pourra varier selon la colonisation et la nature de la matière organique particulaire (régions C et D).

Le passage de l'autotrophie vers l'hétérotrophie se fait selon les courbes tracées à la figure 4.6. L'emplacement exact de ces courbes est difficile à définir, car nous ne connaissons que de façon relative la cinétique et les mécanismes réactionnels résultant de l'augmentation du rapport Cp/Np (colonisation, lyse des algues, etc.) avec une réduction de la concentration en chlorophylle- α (mort des algues).

Il ne serait pas surprenant d'obtenir des points en dehors du modèle (région de distribution improbable des valeurs) équivalent à un apport de matière allochtone qui peut être réfractaire, ayant un rapport Cp/Np relativement élevé; mais ces points illustrent un état instable du système qui tendra irrémédiablement à les ramener à l'état d'équilibre (réinsertion de ces valeurs à l'intérieur de la courbe).

4.2.3 [C-Chlorophylle- α] vs [C - ATP]

Ce modèle prédit la contribution des populations phytoplanctoniques (selon la concentration en chlorophylle- α) aux valeurs d'ATP présentes dans le milieu.

La courbe ainsi tracée (Fig. 4.3, Type I), signifie qu'à chaque concentration de chlorophylle- α doivent correspondre des valeurs d'ATP (régions A, B, C et D). Toutefois, l'ATP est aussi une mesure de la biomasse hétérotrophe vivante. Il est donc probable d'obtenir un nuage de points

* Il est à noter que les concentrations de chlorophylle- α et d'ATP doivent être converties en unité de carbone; facteur de conversion de 30 pour la chlorophylle- α et de 250 pour l'ATP (Holm-Hansen et Booth, 1966).

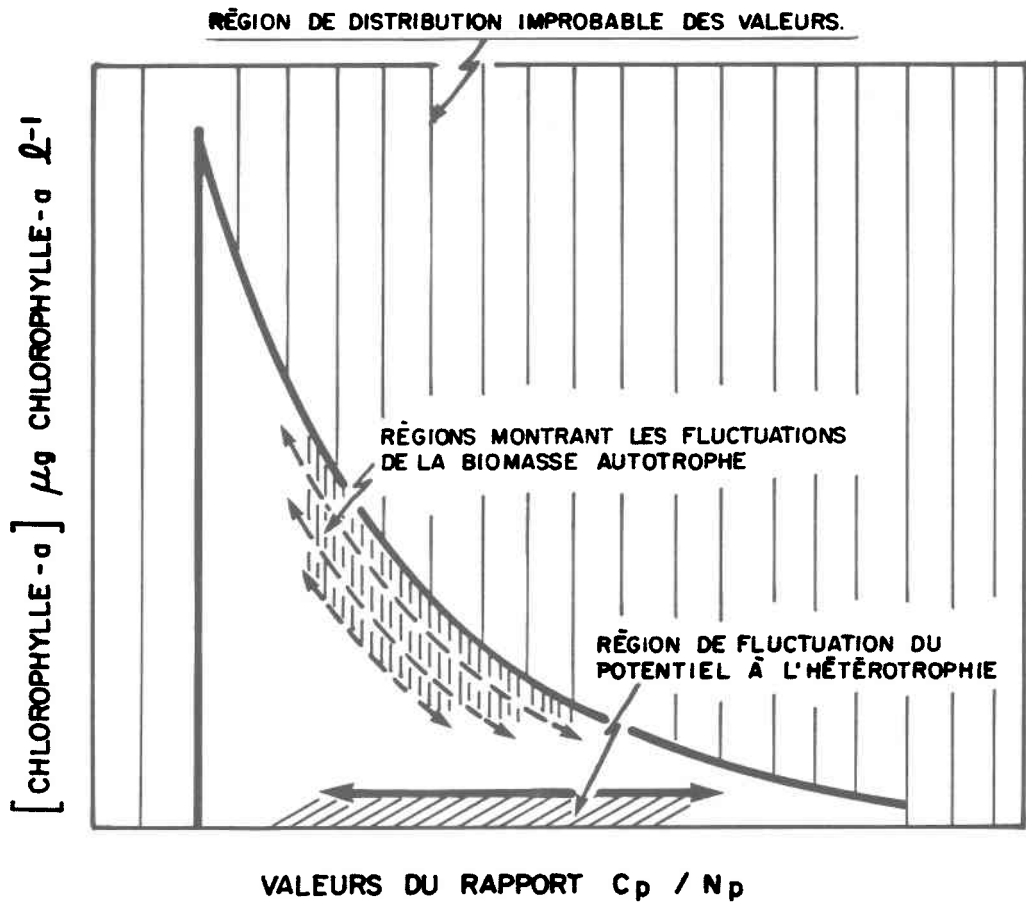


Figure 4.6. Modèle traduisant les fluctuations de la biomasse autotrophe (ordonnée) et du potentiel à l'hétérotrophie vs les valeurs du rapport C_p / N_p (abscisse) .

au-dessous de cette courbe, les populations hétérotrophes n'étant jamais complètement exclues du système aquatique, offrant ainsi une contribution aux valeurs d'ATP.

A une concentration de chlorophylle- α tendant vers zéro (sur l'abscisse), nous obtiendrons un système hétérotrophe où l'ATP variera selon l'état trophique du milieu.

En traçant une série de points expérimentaux, nous devrions être en mesure d'extrapoler la courbe obtenue (à une concentration de chlorophylle- α égale à zéro) pour retrouver la concentration de la biomasse bactérienne hétérotrophe vivante dans le milieu à l'aide de la valeur d'ATP concomitante. Cette solution permettrait enfin de caractériser de façon valable la biomasse des populations bactériennes en milieu lacustre.

4.2.4 Chlorophylle- α vs phéopigments

Ce modèle illustre le comportement de la chlorophylle- α et des phéopigments. La courbe tracée à la figure 4.3 (Type II) démontre qu'à une concentration de chlorophylle- α donnée doit correspondre une concentration de phéopigments inversement proportionnelle (régions A, B, C et D). Cette relation inverse est valable pour la production autotrophe autochtone. Cependant, un flux allochtone de phéopigments (feuilles mortes, phéopigments provenant du bassin versant, etc.) provoquera une augmentation des valeurs de phéopigments lorsque la concentration de chlorophylle- α sera constante (abscisse). Ce type de relation peut permettre à la limite de caractériser les apports,

toute proportion gardée, provenant du bassin versant ou d'un autre intrant (ex.: tributaire). Il ne faut pas oublier les phénomènes de broutage qui éliminent et dégradent la chlorophylle- α et ou phéopigments en d'autres composés, résultant en une sous-estimation des valeurs en phéopigments, et en chlorophylle- α .

4.2.5 Chlorophylle- α vs potentiel autotrophe

Ce modèle permet de voir l'interrelation existant entre les teneurs en chlorophylle- α et le potentiel autotrophe. Le potentiel autotrophe reflète, à toute fin pratique, l'état physiologique des populations phytoplanctoniques. On peut donc s'attendre à de faibles concentrations de chlorophylle- α lorsque le potentiel autotrophe est bas (région A). Il en est de même à la suite d'une forte pousse des algues, pendant la période stationnaire de la croissance exponentielle (région C), et la décroissance subséquente (régions D et E) des populations autotrophes (Fig. 4.3, Type III, partie inférieure de la courbe).

Un potentiel autotrophe élevé, signifie vitalité et prolifération des organismes phytoplanctoniques (partie supérieure de la courbe). L'obtention de points à l'intérieur des deux courbes est compatible avec des phénomènes naturels tels le broutage, l'exportation, la sédimentation et tout déséquilibre dans le système de croissance des populations (intrant énergétique). Les flèches nous indiquent le sens de la variation temporelle des cycles de croissance et de décroissance des populations autotrophes.

4.2.6 Chlorophylle- α vs potentiel hétérotrophe

Nous étudierons à l'aide de ce modèle la relation entre les concentrations de chlorophylle- α mesurées "*in situ*" et le potentiel hétérotrophe obtenu "*in vitro*". Nous devrions remarquer une augmentation du potentiel hétérotrophe équivalent à l'activité physiologique des bactéries, suite aux apports allochtones de substances organiques pour les périodes printanières et automnales (régions A, B et C), lorsque la production autotrophe est à son minimum (faibles concentrations de chlorophylle- α) (Fig. 4.3, Type III). Suite aux valeurs maximales de chlorophylle- α le potentiel hétérotrophe devrait croître, en concordance avec une augmentation des apports en matière organique dissoute (M.O.D.) et en matière organique particulaire (M.O.P.), issues de la mort des algues. La présence de points près de l'abscisse sera explicable par un intrant allochtone d'un substrat organique, permettant l'augmentation du potentiel hétérotrophe lorsque les concentrations en chlorophylle- α seront constantes. La prédation des bactéries par le micro-zooplancton pourra amener quelques points au-dedans de cette courbe.

4.2.7 ([C-ATP] - [C-Chlorophylle- α]) vs Carbone particulaire

Ce modèle est composé d'un indice reflétant la biomasse bactérienne en unité de carbone (flore hétérotrophe). La courbe dessinée à la figure 4.3 (Type I) montre qu'à une concentration de carbone "bactérien" donnée, doit correspondre une valeur du carbone particulaire proportionnelle (lorsque les échelles de grandeur sont respectées). L'allure de cette courbe n'est pas sans rappelée celle du modèle montrant l'effet de la concentration de la chlorophylle- α sur le carbone particulaire. En effet, il sera une fois de

plus possible de trouver un nuage de points distribués de façon irrégulière à l'intérieur de la courbe théorique lorsque les concentrations en carbone, d'origine bactérienne seront faibles, principalement dues aux bactéries attachées aux détritits (biodétritits, Odum et de la Cruz, 1963) et à la présence d'organismes autotrophes, augmentant ainsi les valeurs du carbone particulaire lorsque l'indice $([C-ATP] - [C - Chlo-a])$ sera constant. La meilleure corrélation pour ce modèle théorique sera probablement trouvée pendant une prolifération abondante des populations hétérotrophes.

4.2.8 $([C-ATP] - [C-Chlorophylle-a])$ vs rapport Cp/Np

Ce modèle (Fig. 4.3, type II) représente, à toute fin pratique, les mêmes phénomènes discutés au cours de l'étude de l'influence des concentrations de chlorophylle- a sur le rapport Cp/Np (section 4.2.2). Ainsi, une forte biomasse hétérotrophe implique une valeur du rapport Cp/Np faible et constante (régions A et B). Cette valeur du rapport s'approchera de 3:1 (bactéries vivantes) à condition que les bactéries utilisent surtout le carbone organique dissous, sinon les détritits particuliers utilisés comme source de nourriture et d'énergie par les bactéries donneront un rapport Cp/Np plus élevé. A faible concentration de C-bactérie, lorsque nous sommes en présence d'un milieu autotrophe, un apport allochtone très réfractaire amènera les valeurs du rapport Cp/Np autour de 30-50 (régions C et D). La courbe, difficile à situer exactement, illustre la minéralisation de la matière organique particulaire vers des valeurs du rapport Cp/Np élevées. L'intrant de matière organique allochtone, le broutage, etc., dissémineront les points expérimentaux à l'intérieur des zones précédemment délimitées.

4.2.9 ([C-ATP] - [C-Chlorophylle- α]) vs [C-ATP]

La figure 4.3 (Type I) met en évidence la relation théorique pouvant exister entre la biomasse hétérotrophe et la concentration en ATP. Il est inutile de reproduire ici l'argumentation déjà élaborée dans la section 4.2.3 et qui traite d'un modèle similaire entre la biomasse autotrophe et les concentrations d'ATP. Nous référons donc le lecteur à cette section pour comprendre le phénomène de la dominance d'un type d'organismes sur un autre (autotrophe ou hétérotrophe) dans un plan d'eau.

4.2.10 ([C-ATP] - [C-Chlorophylle- α]) vs potentiel hétérotrophe

Ce modèle (Fig. 4.3, type III) explique l'influence du potentiel hétérotrophe sur la biomasse bactérienne (hétérotrophe). L'activité physiologique des populations hétérotrophes est intimement liée aux conditions du milieu (ex.: température, pH, oxygène dissous, etc.). Ainsi, lorsqu'un substrat nutritif adéquat sera présent dans le système, nous pourrions assister à une augmentation du potentiel hétérotrophe (région A), qui se traduira subséquentement par une croissance de la biomasse des bactéries (partie supérieure de la courbe, régions B et C). Les phénomènes de stagnation et de décroissance des populations bactériennes occasionneront une diminution du potentiel hétérotrophe suivie de la régression de leurs populations (partie inférieure de la courbe, régions D et E). La présence de points entre ces deux courbes pourrait être expliquée par le broutage du microzooplancton. En effet, cette prédation pourrait provoquer une baisse du nombre des organismes hétérotrophes même si leur potentiel à produire est élevé. Il est à noter que ce modèle corrobore en tout point les remarques faites au cours de l'étude

du modèle de la chlorophylle- a en fonction du potentiel autotrophe (section 4.2.5).

4.2.11 [[C-ATP] - [C-Chlorophylle- a]] vs phéopigments

Ce modèle (fig. 4.3, type I) tente de conceptualiser l'influence de la concentration en phéopigments sur la biomasse hétérotrophe. Sur une base de production autochtone, l'augmentation de la concentration en phéopigments résulte de la mort de la flore autotrophe autochtone. Selon certains auteurs (Drabkova, 1965; Paerl, 1978), les bactéries attaquent "farouchement" les algues fraîchement mortes (production de phéopigments) d'où leur croissance rapide lors de la mort des algues, surtout après la fleur d'eau printanière. Cependant, l'apport en phéopigments allochtones ne suit pas nécessairement cette règle. Une lyse des cellules algales autochtones, correspond à un apport en matière organique dissoute (M.O.D.) hautement énergétique pour les bactéries, tandis qu'un intrant allochtone de cellules algales mortes n'apportent pas avec elles la même "qualité énergétique" en terme de M.O.D., celles-ci ayant subi beaucoup de transformations chimiques et biochimiques avant leur entrée dans le milieu aquatique.

4.2.12 [[Cp] - [C-ATP]] vs carbone particulaire

Les concentrations de détritus peuvent régir les teneurs en carbone particulaire selon la courbe dessinée à la figure 4.3 (Type I). Les détritus, indépendamment de leur origine (allochtone ou autochtone), occasionneront une augmentation des concentrations en carbone particulaire (régions A et B). Il est possible d'obtenir des valeurs de carbone particulaire croissantes lorsque l'indice représentant les détritus reste stable, puisque cette

augmentation est due à la présence d'organismes vivants (autotrophe ou hétérotrophe) dans le milieu (région C). Ce modèle nous donne donc une information quantitative des détritits, et nous permet de mieux situer la portion vivante (fortes concentrations en Cp, accompagnées de faibles valeurs en détritits) de la portion morte (faibles concentrations en Cp, accompagnées de fortes valeurs en détritits) (région D).

4.2.14 [[Cp] - [C-ATP]] vs potentiel hétérotrophe

Ce modèle utilise deux indices compatibles. Le premier caractérise la matière organique non vivante (détritits), le second est un indice de l'activité physiologique des bactéries. La partie supérieure de la courbe de la figure 4.3 (Type III) démontre que le potentiel hétérotrophe peut augmenter (régions A et B) lorsque la flore hétérotrophe est mise en contact avec une quantité croissante de détritits labiles (faibles valeurs des rapports Cp/Np). Nous assisterons, une fois de plus, à une stabilisation du potentiel hétérotrophe (région C) (activité physiologique maximale) suivie d'une diminution du nombre d'organismes hétérotrophes accompagnée d'une faible valeur du potentiel hétérotrophe (partie inférieure de la courbe) (régions D et E). La présence de points entre les deux courbes expliquerait le broutage, ayant cours normal à l'intérieur d'un système dynamique en croissance.

4.2.14 [[Cp] - [C-ATP]] vs phéopigments

Les concentrations de phéopigments correspondent aux populations d'algues mortes. Une augmentation des teneurs de ce paramètre provoque une croissance des valeurs de l'indice représentant les détritits (Fig. 4.3, Type I). Les phéopigments n'étant pas le seul élément constituant les détritits,

il est logique de s'attendre qu'à une valeur à peu près nulle des phéopigments puisse correspondre une concentration de détritus relativement variable. En effet, il est tout à fait normal de retrouver des substances qui ne sont pas d'origine chlorophyllienne (ex.: minéralisation d'un organisme hétérotrophe tel un poisson). Ce modèle empirique permet de différencier la provenance des détritus et peut par extrapolation des concentrations de phéopigments à zéro, nous donner une idée quantitative des substrats détritaux n'originant pas des populations autotrophes.

De façon à permettre une vue plus générale des idées directrices qui se dégagent des modèles théoriques précédemment élaborés, nous présentons sous forme d'un tableau synoptique les conclusions de cette section (tableau 4.3).

Nous sommes parfaitement conscients du caractère variable de ces modèles aussi bien au niveau de leur conception que de leur interprétation. Il n'en reste pas moins valable d'effectuer un tel exercice sachant bien que cette démarche pourra être mise à profit à l'intérieur d'études limnologiques similaires.

TABLEAU 4.3: Sommaire des déductions tirées des modèles théoriques

MODELES	INFORMATIONS ET DEDUCTIONS
[C-chlorophylle- α] vs (C-ATP) - [C-chlorophylle- α]	<ul style="list-style-type: none"> - Importance relative des populations autotrophes vis-à-vis les populations hétérotrophes. - Met en évidence l'incompatibilité des deux systèmes de production en forte période de croissance.
[C-chlorophylle- α] vs (Cp - [C-ATP]) TYPE II	<ul style="list-style-type: none"> - Permet d'estimer l'apport détritale des populations autotrophes. - Permet d'évaluer l'effet de turbidité qu'occasionne la matière particulaire sur le potentiel photosynthétique (populations phytoplanctoniques). - Plus la corrélation entre les concentrations de [C-chlorophylle-α] et l'indice (Cp - [C-ATP]) sera élevée, plus il sera probable de s'attendre à ce que les détritiques particuliers soient d'origine autochtone (chlorophyllienne).
[C-chlorophylle- α] vs Carbone particulaire TYPE I	<ul style="list-style-type: none"> - Permet d'évaluer la véracité de l'hypothèse prédisant que les concentrations en carbone particulaire sont régies par les concentrations de chlorophylle-α. - Permet de comparer l'autotrophie et l'hétérotrophie pour un ou plusieurs milieux aquatiques.

Chlorophylle- α vs rapport Cp/Np	<ul style="list-style-type: none"> - Donne un indice "qualitatif" des apports allochtones - Donne un indice de colonisation de la matière organique particulaire lorsque les populations phytoplanctoniques sont à un minimum de production.
TYPE I	
[C-chlorophylle- α] vs [C-ATP]	<ul style="list-style-type: none"> - Donne un indice "quantitatif" de la biomasse phytoplanctonique pour différentes valeurs d'ATP. - Lorsque les concentrations en [C-chlorophylle-α] sont extrapolées à zéro, ce modèle nous permet d'estimer la biomasse hétérotrophe dans le milieu.
TYPE I	
Chlorophylle- α vs phéopigments	<ul style="list-style-type: none"> - Permet de déterminer "quantitativement" la proportion de phéopigments provenant d'origine allochtone. - Donne un indice du potentiel à l'hétérotrophie (plus la concentration en phéopigments est élevée, plus le potentiel à l'hétérotrophie est important).
TYPE II	
Chlorophylle- α vs potentiel autotrophe	<ul style="list-style-type: none"> - Donne un indice de l'état physiologique des populations phytoplanctoniques. - Permet de situer les périodes de croissance et de décroissance. - Permet d'estimer le broutage, l'exportation et tout autre phénomène diminuant les populations autotrophes.
TYPE III	
Chlorophylle- α vs potentiel hétérotrophe	<ul style="list-style-type: none"> - Permet d'évaluer la relation existant entre la biomasse phytoplanctonique et l'activité physiologique des populations hétérotrophes bactériennes.

TYPE III	Démontre l'exclusion des deux modes de production lorsque leur activité physiologique est élevée.
([C-ATP] - [C-chlorophylle-a]) vs carbone particulaire	Indice permettant de caractériser "quantitativement" la biomasse bactérienne. Permet d'évaluer la contribution des populations bactériennes aux concentrations de carbone particulaire dans le milieu.
TYPE I	
([C-ATP] - [C-chlorophylle-a]) vs rapport Cp/Np	Indice de la minéralisation de la matière organique particulaire par les bactéries. Permet de quantifier l'importance de la matière organique réfractaire vis-à-vis la biomasse bactérienne.
TYPE II	
([C-ATP] - [C-chlorophylle-a]) vs Potentiel hétérotrophe	Permet d'estimer le niveau d'activité des bactéries sur une base temporelle. Permet d'évaluer la proportion de la biomasse bactérienne qui est broutée, exportée, etc...
TYPE III	
([C-ATP] - [C-chlorophylle-a]) vs phéopigments	Permet de visualiser l'influence de la concentration en phéopigments sur la biomasse bactérienne. Permet d'évaluer la "qualité" énergétique des phéopigments (des substances nutritives qui les accompagnent).
TYPE I	
([Cp] - [C-ATP]) vs carbone particulaire	Indice permettant d'évaluer "quantitativement" la contribution des populations bactériennes aux concentrations de carbone particulaire dans le milieu.
TYPE I	

([Cp] - [C-ATP])
vs potentiel hétérotrophe

TYPE III

([Cp] - [C-ATP])
vs phéopigments

TYPE I

- Donne un indice de l'activité des bactéries en fonction des détritits.
- Permet de suivre l'évolution temporelle des cycles de croissance bactérienne.
- Permet d'estimer les phénomènes de broutage et d'exportation des populations hétérotrophes bactériennes.
- Permet de différencier la provenance des détritits.
- Permet d'estimer "quantitativement" la proportion de détritits non autotrophes.

CHAPITRE 5

DESCRIPTION DES MILIEUX ETUDIES

5. DESCRIPTION DES MILIEUX ETUDIES

5.1 Description du lac Nathalie

5.1.1 Caractéristiques physiques

Le lac Nathalie, situé à environ quarante (40) km au sud du barrage LG-2, fait partie du bassin de drainage de la rivière aux Castors dont les eaux coulent vers la Baie-James.

Le lac Nathalie constitue le pivot central d'un bassin de drainage d'une superficie d'environ cent quarante (140) km²; il reçoit les eaux de l'ensemble du secteur par une suite de petits tributaires avant de se déverser dans le lac Hélène par un émissaire unique qui n'a que quelques centaines de mètres de long (Fig. 5.1).

Ce secteur est majoritairement constitué de granite et de gneiss granitique très résistant. Du point de vue des dépôts meubles, il appartient à une zone où un manteau d'argile plus ou moins épais recouvre de 50 à 75% de la surface. Cette argile a été déposée à la fin de la période glaciaire du quaternaire.

Les variations saisonnières de température moyenne auxquelles la région est exposée sont de l'ordre de 26°C à 9°C, le minimum absolu se situant aux environs de -60°C et le maximum absolu autour de 32°C.

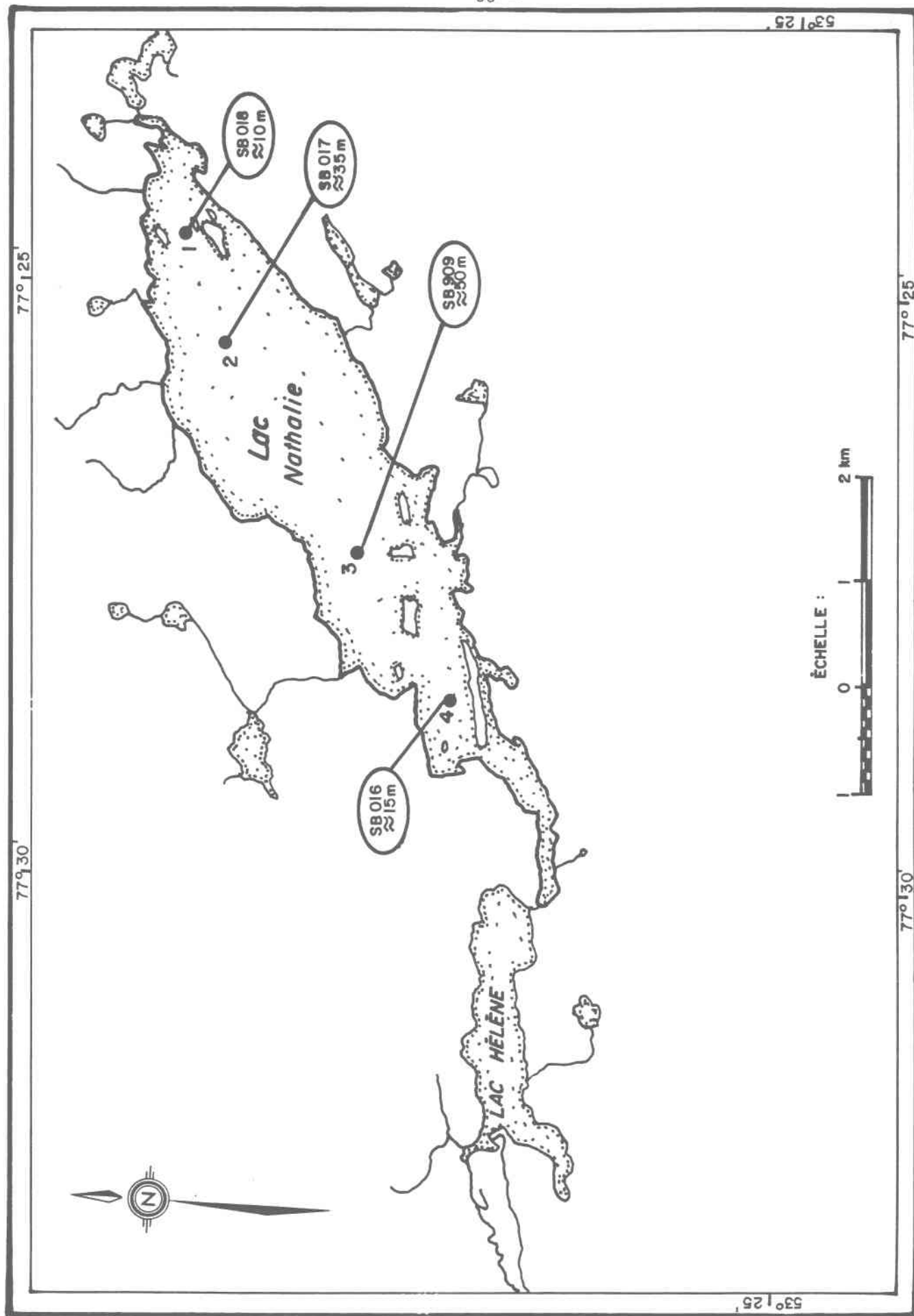


Figure 5.1 . Localisation des stations sur le lac Nathalie .

Les précipitations totales annuelles en pluie fluctuent entre 61 et 71 cm; la durée des précipitations nivales s'étend d'octobre à avril, pour une accumulation au sol d'environ 200 cm.

Le lac Nathalie occupe une superficie de 8.38 km². Le rapport "profondeur moyenne/profondeur maximale" indique que le fond, légèrement convexe, se rapproche d'un cône.

Du 29 juin au 19 octobre, le niveau du lac reste stable au cours de l'été puisque la différence maximale de niveaux enregistrés n'est que de 27 cm.

Ce lac est dimictique ayant une période d'isothermie printanière se situant au début de juin et une période d'isothermie automnale ayant lieu à la fin d'octobre. Ces deux périodes sont entrecoupées par deux stratifications thermiques; une première, directe estivale (eau chaude sur eau froide) et une seconde, inverse automnale (eau froide sur eau relativement plus chaude).

Situé dans l'axe des vents dominants, le lac Nathalie est soumis à un brassage constant. Il reçoit également les eaux de l'ensemble du secteur par onze tributaires principaux. Le tableau 5.1 nous donne un sommaire des caractéristiques morphométriques du lac Nathalie (Jones *et al.*, 1976).

5.1.2 Caractéristiques chimiques

L'oxygène dissous varie autour de 10.5 ppm (moyenne verticale annuelle). La seule moyenne inférieure à cette valeur est de 9.4 ppm, à la

TABLEAU 5.1: Caractéristiques morphométriques* du lac Nathalie

Superficie du lac	8.38 km ²
Altitude du lac	160 m.
Ligne du rivage	24.5 Km
Longueur maximale	8.9 Km
Largeur maximale	1.7 Km
Largeur moyenne	0.9 Km
Rapport d'allongement du lac	5.16
Rapport périmètre/surface	3.01 Km/Km ²
Indice de développement du rivage	2.42
Nombre d'îles	24
Superficie des îles	0.27 Km ²
Pourcentage d'occupation des îles	3.17%
Volume du lac	1.3 x 10 ⁸ m ³
Profondeur maximale	56 m
Profondeur moyenne	16.3 m
Indice du développement du volume	0.87
Rapport prof. moyenne/prof. maximale	0.29

* Jones *et al.*, 1977

station 3 au fond du lac (50 m). Ceci nous indique une oxygénation intégrale de la masse d'eau, tout au cours de l'année.

Les eaux du lac présentent également, de façon uniforme, une faible conductivité ($\approx 37 \mu\text{mhos/cm}$). On remarque ainsi que le lac Nathalie est caractérisé par une eau très peu minéralisée et très peu turbide. Le pH est très près de la neutralité, sauf en profondeur, où il devient légèrement acide.

La concentration en éléments nutritifs est celle d'un lac oligotrophe (tableau 5.2), présentant des valeurs des différentes formes de phosphore en deçà de la limite de détection des appareils d'analyse. La cueillette des données s'est effectuée sur une colonne d'eau intégrant les profondeurs de 0 à 8 mètres, ce qui correspond à la zone photique, soit une fois et demie la lecture obtenue au disque de Secchi.

5.2 Description de la rivière Matamek

5.2.1 Caractéristiques physiques

Le bassin de la rivière Matamek est situé sur la rive Nord du golfe du Saint-Laurent. On évalue sa superficie à six cent quatre vingt-cinq (685) km^2 . Les altitudes s'élèvent progressivement vers le nord pour atteindre un point culminant de sept cent seize (716) m à la tête du bassin.

Les roches cristallines sous-jacentes à la région appartiennent à la province géologique de Greenville et sont d'âge précambrien. Dans la partie

TABLEAU 5.2: Composition physico-chimique* moyenne des eaux de surface du lac Nathalie

ELEMENTS	CONCENTRATION MOYENNE JUN - OCTOBRE (1976) ppm.
Silice	2.2
Calcium	3.8
Magnésium	0.63
Sodium	3.2
Potassium	0.24
Sulfate	3.5
Chlore	2.6
Fer	0.02
Nitrate	0.21
Phosphore total	0.27

* Jones *et al.*, 1977

sud du bassin, on retrouve les plus vieilles roches qui sont métasédimentaires. Elles sont représentées par un complexe gneissique de base, des gneiss granitiques et des paragneiss. Le centre et le nord du bassin sont occupés par des roches ignées protérozoïques; elles se composent d'anorthosites, de gabbros et de granites (Potvin *et al.*, 1975).

La rivière prend sa source à environ douze (12) km au nord de son embouchure et coule dans des gorges taillées dans la roche de fond. La dénivellation totale entre l'embouchure et le lac Matamek (le plus grand lac du bassin versant) est de cent sept (107) m (Fig. 5.2).

Les principaux affluents de la rivière Matamek sont la rivière aux Rats-musqués et la rivière Tchinicaman. Le sous-bassin de la rivière aux Rats-musqués est le plus important et représente 29.5% de la superficie du bassin. Le tableau 5.3 nous donne un sommaire des caractéristiques physiques de la rivière Matamek.

5.2.2 Caractéristiques chimiques

Ces eaux froides, très douces, bien oxygénées, et peu minéralisées, ont une composition chimique typique des milieux oligotrophes (tableau 5.4) des habitats de Salmonidés du Bouclier Canadien. Cette faible minéralisation attribue à ces eaux une capacité de tamponnage très limité.

TABLEAU 5.3: Caractéristiques physiques* du bassin de la rivière Matamek

Superficie totale (A)	685.3 Km ²
Lacs	53.6 Km ²
Marais	5.9 Km ²
Forêts	626.2 Km ²
Sols dénudés	1.8 Km ²
Altitude moyenne	341.3 m.
Altitude extrême	716.3 m.
Longueur de la rivière (L)	65.8 km.
Longueur de la vallée	54.7 Km.
Sinuosité	1.2
Pente du terrain (pi/mi)	316 (6%)
Pente moyenne du cours d'eau (pi/mi)	30.9 (0.6%)
Périmètre du bassin	194.2 Km.
Longueur du bassin	49.4 Km.
Indice de Horton (A./L ²)	0.28

* Frénette *et al.*, 1975

TABLEAU 5.4: Composition physico-chimique moyenne* des eaux de la rivière Matamek

ELEMENTS	CONCENTRATION MOYENNE ANNUELLE (ppm)
Silice	3.0
Calcium	1.0
Magnesium	0.4
Sodium	0.6
Potassium	0.2
Sulfate	2.0
Chlore	1.5
Fer	0.13
Nitrate	0.20
Phosphore total	>0.02

* Potvin *et al.*, 1975.

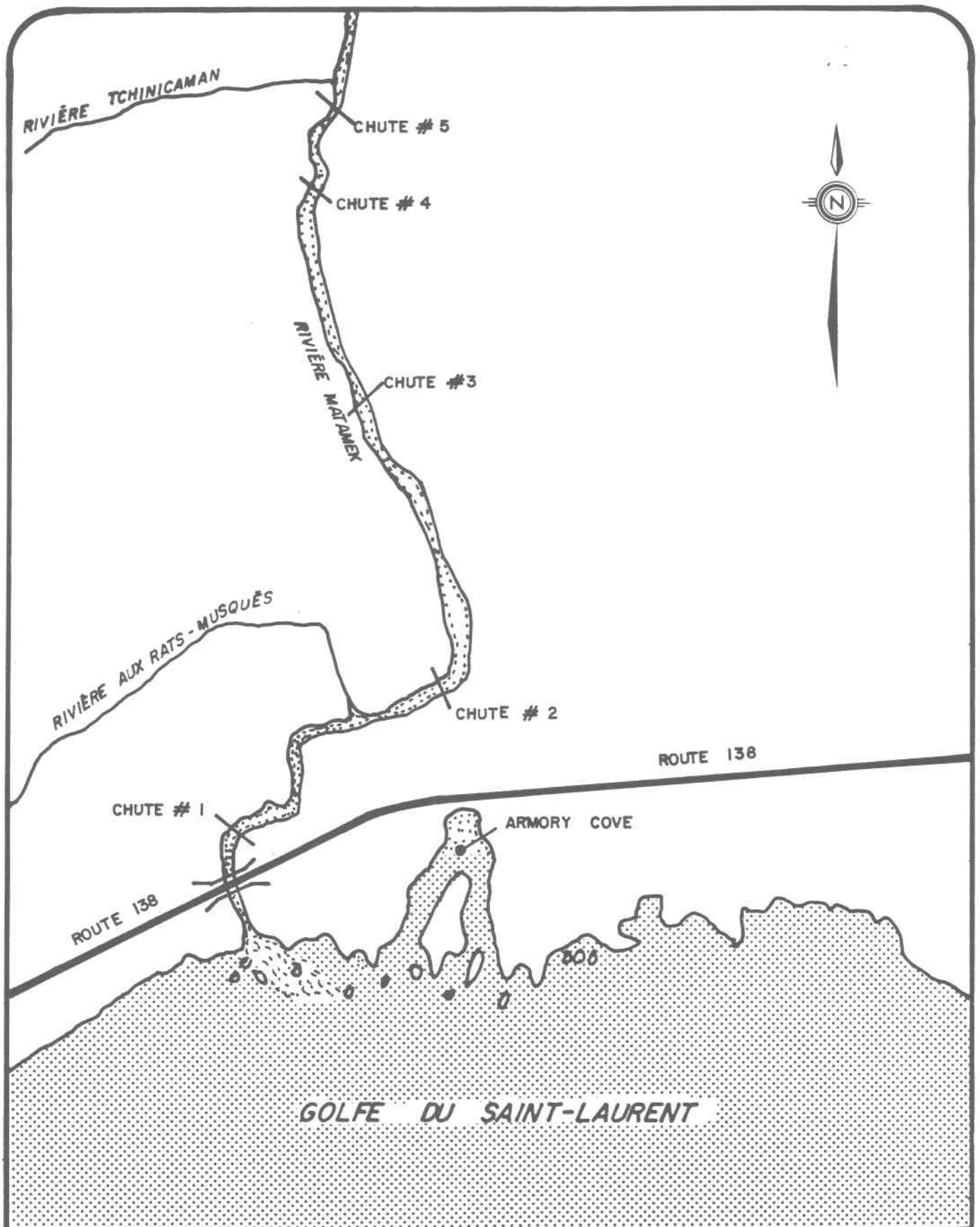


Figure 5.2 . Plan de l'estuaire et du tronçon aval de la rivière Matamek .

ÉCHELLE:



CHAPITRE 6

ADEQUATION

6. ADEQUATION

Avant de procéder à l'adéquation des données recueillies à la rivière Matamek et au lac Nathalie, il est nécessaire de procéder à certaines étapes inhérentes à ce genre d'études. Dans un premier temps, nous validons les données vis-à-vis leur précision et leur variabilité en les comparant aux valeurs rapportées dans la littérature; nous procédons ensuite à la validation des modèles théoriques afin d'y inclure les valeurs expérimentales retenues.

6.1 Validation des valeurs observées de la rivière Matamek

6.1.1 Chlorophylle- α

Les valeurs de la concentration en chlorophylle- α corrigée ([chlorophylle- α] - [phéopigments]) de la rivière Matamek, pour la période de juin à septembre 1978, se situent entre 0.03 et 0.68 $\mu\text{g chlorophylle-}\alpha \text{ l}^{-1}$ (tableau 6.1). Ces concentrations sont un peu plus faibles que celles obtenues par l'équipe de la S.E.B.J. (1978) pour les rivières du territoire de la Baie-James (0.58 et 1.64 $\mu\text{g chlorophylle-}\alpha \text{ l}^{-1}$). Les coefficients de variations pour les teneurs en chlorophylle- α de la rivière Matamek sont généralement faibles (< 25%). Nous considérons donc comme valable cette série de données, pour l'étude en cours.

6.1.2 Phéopigments

Les concentrations en phéopigments s'échelonnent entre 0.37 et 1.52 $\mu\text{g phéopigment l}^{-1}$ (Tableau 6.2), avec des coefficients de variation

TABLEAU 6.1: Valeurs de chlorophylle- α corrigée exprimées en μg chlorophylle- α l^{-1} aux cinq stations de la rivière Matamek

STATION DATE	1	2	3	4	5
19 juin	0.25	0.32	0.28	0.27	0.25
27 juin	0.36	0.35	0.37	0.37	0.31
3 juillet	0.28	0.27	0.44	0.28	0.28
11 juillet	0.37	0.39	0.54	0.39	0.27
18 juillet	0.46	0.49	0.47	0.34	0.51
25 juillet	0.32	0.29	0.38	0.34	0.28
31 juillet	0.29	0.33	0.34	0.35	0.16
7 août	0.48	0.52	0.39	0.45	0.43
15 août	0.34	0.48	0.33	0.44	0.51
23 août	0.32	0.22	0.3	0.53	0.22
28 août	0.26	0.04	0.13	0.03	0.03
6 sept.	0.58	0.33	0.29	0.29	0.3
12 sept.	0.52	0.44	0.44	0.49	0.51
20 sept.	0.41	0.46	0.68	0.49	- *

* Valeur manquante

TABLEAU 6.2: Valeurs de phéopigments exprimées en μg phéopigments l^{-1} aux cinq stations de la rivière Matamek.

STATION DATE	1	2	3	4	5
19 juin	0.41	0.46	0.41	0.37	0.37
27 juin	0.55	0.45	0.41	0.47	0.46
3 juillet	0.56	0.52	0.45	0.48	0.51
11 juillet	0.68	0.73	0.79	0.66	0.82
18 juillet	1.24	1.16	1.43	1.41	1.2
25 juillet	0.76	0.78	0.77	0.7	0.93
31 juillet	0.96	0.78	0.82	1.29	0.94
7 août	1.45	1.17	1.34	1.66	1.08
15 août	1.47	1.35	1.52	1.23	1.32
23 août	0.78	0.99	1.13	1.52	0.97
28 août	0.93	0.88	1.09	1.09	1.04
6 sept.	0.91	0.9	0.84	0.8	0.72
12 sept.	0.83	0.94	0.97	0.87	0.94
20 sept.	0.82	0.77	0.88	0.76	0.75

inférieure à 25%. Ces chiffres sont compatibles avec les résultats obtenus lors d'une campagne d'échantillonnage sur la même rivière en 1976. Il est à remarquer que toutes les valeurs des concentrations de phéopigments sont supérieures aux teneurs en chlorophylle- α correspondantes. Ce phénomène a été noté par Marker et Gunn (1977), qui expliquaient ce résultat par la dégradation d'algues benthiques remis en suspension. Il nous semble logique de croire que des apports allochtones de phéopigments (lac alimentant la rivière, et bassin versant) soient aussi à l'origine de cette différence entre ces deux paramètres. Etant donné la fiabilité de la méthode d'analyse, il nous est permis d'utiliser ces valeurs pour nos modèles.

6.1.3 Carbone particulaire

Les valeurs du carbone particulaire fluctuent entre 0.29 et 1.10 mg C l⁻¹ (Tableau 6.3). Les concentrations, obtenues au cours de la campagne d'échantillonnage de l'été 1976 pour la rivière Matamek, sont du même ordre de grandeur. Naiman et Sedell (1979) rapportent des concentrations moyennes entre 0.62 et 0.91 mg C l⁻¹ pour la rivière McKenzie et de 0.31 et 0.45 mg C l⁻¹ pour le "Look out Creek", dans la région des territoires du Nord-Ouest. La méthodologie d'analyse classique ("C.H.N. analyser") donne des coefficients de variation faibles. Nous retiendrons ainsi ce paramètre pour l'application à nos modèles théoriques.

6.1.4 Rapport carbone particulaire / azote particulaire

Les valeurs du rapport Cp/Np varient de > 1 à > 31.9 pour l'été 1978 (Tableau 6.4) et l'on retrouve les mêmes écarts pour la campagne d'échantillonnage de l'été 1976. Les mêmes rapports ont été observés pour

TABLEAU 6.3: Valeurs de carbone particulaire exprimées en mg C l^{-1} aux cinq stations de la rivière Matamek.

STATION DATE	1	2	3	4	5
19 juin	—*	—	0.83	—	0.99
27 juin	0.49	0.29	0.34	0.33	0.36
3 juillet	0.67	0.77	0.72	0.69	0.59
11 juillet	0.73	0.74	0.87	0.89	0.75
18 juillet	0.88	0.65	0.84	0.67	0.82
25 juillet	0.57	0.54	0.46	0.56	0.62
31 juillet	0.76	0.61	1.00	0.82	1.01
7 août	0.55	0.72	0.84	0.57	1.08
15 août	0.76	0.67	0.67	0.66	0.53
23 août	1.1	0.57	0.65	0.71	0.57
28 août	0.63	0.53	0.41	0.51	0.63
6 sept.	0.95	0.65	0.70	0.74	0.85
12 sept.	0.74	0.60	0.63	0.78	0.76
20 sept.	0.87	0.59	0.52	0.64	0.84

* Valeur manquante

TABLEAU 6.4: Valeurs du rapport Cp/Np aux cinq stations de la rivière Matamek

STATION DATE	1	2	3	4	5
19 juin	>1	>1	>7.54	>1	>31.93
27 juin	>18.84	>11.15	>13.07	>12.69	>13.84
3 juillet	>17.17	>19.74	>18.46	>17.69	>22.69
11 juillet	11.23	12.54	10.35	14.59	13.15
18 juillet	10.60	11.60	7.63	10.00	9.21
25 juillet	8.90	12.85	10.45	9.82	11.27
31 juillet	10.41	9.24	11.23	6.83	8.41
7 août	11.95	10.90	8.93	6.06	9.81
15 août	10.85	10.46	11.75	10.47	10.81
23 août	10.00	11.63	10.83	9.22	11.87
28 août	10.16	11.52	11.38	10.85	10.00
6 sept.	9.59	8.44	8.53	6.72	7.08
12 sept.	10.42	9.09	10.32	10.40	11.87
20 sept.	11.29	9.83	8.25	9.55	8.48

les rivières McKenzie, "Look out Creek", "Mack Creek" et "Devils Club Creek", aux territoires du Nord Ouest (Naiman et Sedell, 1979).

Il est à noter cependant, que certaines valeurs du rapport C_p/N_p ne sont pas exactes. En effet, certaines concentrations d'azote particulaire étaient en deçà de la limite de détection de l'appareil d'analyse. Nous avons caractérisé ces valeurs du rapport C_p/N_p du symbole ">". Ce paramètre sera retenu pour l'étude de nos modèles, malgré ces quelques erreurs facilement identifiables.

6.1.5 Adénosine Triphosphate (ATP)

Les valeurs d'ATP pour la campagne d'échantillonnage de la rivière Matamek de l'été 1978 varient entre 0.004 ppb et 0.122 ppb (Tableau 6.5). Les coefficients de variation associés aux valeurs observées ne sont guère satisfaisants. En effet, 82% des résultats présentent un coefficient de variation supérieur à 25%, 34% de ces mêmes valeurs ont un coefficient de variation supérieur à 50%, et finalement 19% ont un coefficient de variation supérieur à 75%.

Nous avons tenté de voir si ces résultats étaient compatibles avec les données de la campagne d'échantillonnage de l'été 1976. Nous nous sommes aperçus que cette série de valeurs présentaient la même gamme de variations pour les concentrations d'ATP que pour l'été 1978, avec des coefficients de variations tout aussi élevés.

Nous avons ensuite effectué le calcul $[C-ATP]$ (facteur de conversion en carbone de 250) moins $[C-Chlorophylle-\alpha]$ (facteur de conversion

TABLEAU 6.5: Valeurs d'ATP exprimées en $\mu\text{g ATP l}^{-1}$ aux cinq stations de la rivière Matamek

STATION DATE	1	2	3	4	5
19 juin	0.034	0.027	0.065	0.066	0.053
27 juin	-*	-	-	-	-
3 juillet	0.025	0.030	0.037	0.043	0.027
11 juillet	0.002	0.006	0.037	0.011	0.015
18 juillet	0.030	0.014	0.017	0.009	0.028
25 juillet	0.012	0.031	0.034	0.043	0.043
31 juillet	0.011	0.014	0.029	0.010	0.019
7 août	0.008	0.008	0.015	0.006	0.012
15 août	0.004	0.013	0.008	0.005	0.028
23 août	0.012	0.019	0.009	0.011	0.005
28 août	0.005	0.009	0.015	0.016	0.020
6 sept.	0.044	0.030	0.033	0.047	0.051
12 sept.	0.016	0.013	0.024	0.036	0.045
20 sept.	0.066	0.122	0.075	0.098	0.102

* Valeur manquante.

en carbone de 30^{*}) résultant en une série de valeurs négatives. Nous avons alors tenté de déterminer quel facteur de conversion serait nécessaire pour obtenir des valeurs positives, reflétant la présence d'une biomasse hétérotrophe. Suite à un calcul rapide nous estimons à 2500 le facteur de conversion de l'ATP en carbone-biomasse, soit une valeur du rapport ATP/C-biomasse de 0.04%. Cette valeur est donc 10 fois supérieure à la valeur trouvée par Holm-Hansen (1966).

Suite à ces remarques, nous sommes donc forcés de rejeter les valeurs de concentration d'ATP pour la campagne d'échantillonnage 1978 sur la rivière Matamek.

6.2 Validation des valeurs observées du lac Nathalie

6.2.1 Chlorophylle- α

Les valeurs des teneurs en chlorophylle- α pour chaque date et pour chaque station d'échantillonnage du lac Nathalie sont présentées au tableau 6.6. L'écart entre la valeur maximale et la valeur minimale de la concentration en chlorophylle- α est relativement faible (0.91 μg Chlorophylle- α l^{-1} pour la station 1 et 1.79 μg chlorophylle- α l^{-1} pour la station 4). La valeur moyenne en chlorophylle- α pour le lac Nathalie est de 1.8 μg chlorophylle- α l^{-1} . Schindler et Nighswander (1970) rapportent qu'au lac Clear, lac du Bouclier Canadien au Sud-est de l'Ontario, les concentrations en chlorophylle- α de la zone photique sont variables; la valeur maximale étant de 4.3 μg chlorophylle- α l^{-1} suite à la fonte des glaces, alors qu'au cours de

* Nous avons tenté de trouver le facteur de conversion de la chlorophylle- α en carbone, qui pourrait nous permettre de trouver des valeurs positives avec l'aide de la plage de variation (10-100) telle que déterminée par Strickland (1960) et Banse (1977). Cette tentative s'est soldée, comme pour la précédente, par une série de valeurs négatives (Nous avons essayé les multiples de 10).

TABLEAU 6.6: Valeurs de chlorophylle- α non corrigée exprimées en μg chlorophylle- α l^{-1} aux quatre stations du lac Nathalie

STATION DATE	1	2	3	4
17 juin	1.69	1.32	0.96	1.31
1 juillet	1.79	2.11	1.89	1.61
15 juillet	1.71	1.44	1.37	1.81
30 juillet	1.73	1.49	1.46	1.92
10 août	1.53	2.20	2.30	1.37
24 août	2.36	2.00	1.85	2.08
30 août	-*	-	2.35	-
2 septembre	-	-	2.35	-
7 septembre	1.93	2.07	2.00	2.13
21 septembre	2.03	2.08	1.36	1.98
5 octobre	2.29	2.53	2.19	2.42
10 octobre	1.45	1.23	1.37	0.63

* Valeur manquante

l'été et de l'automne, cette valeur se situe aux environs de 0.5 à 2.5 μg chlorophylle- α l^{-1} . Les valeurs de chlorophylle- α obtenues au lac Nathalie se comparent aussi très bien à celles obtenues par Fee (1976) pour les lacs du nord-ouest de l'Ontario (Experimental Lake Area).

Cependant, les mesures de chlorophylle- α ne tiennent pas compte de la présence des phéopigments qui peuvent réduire la valeur de la chlorophylle- α , nette dans le milieu. Si un échantillon d'eau n'est pas corrigé pour la concentration en phéopigments qu'il contient, les résultats auraient tendance à surévaluer la vraie concentration en chlorophylle- α "active" (qui représente le vivant). Il est ainsi courant de soustraire les concentrations de phéopigments des concentrations en chlorophylle- α de façon à obtenir une représentation juste des populations phytoplanctoniques vivantes. Néanmoins, cette concentration de phéopigments est généralement faible dans ces échantillons (Rodriguez, 1978) et nous considérons comme étant valables les concentrations de chlorophylle- α mesurées comme paramètres représentant les populations autotrophes vivantes. La validation des données a été éprouvée statistiquement par le test sur la différence entre les mesures appariées, déterminant ainsi la précision des mesures (tableau 6.15). Il ressort de cette analyse qu'on ne peut mettre en évidence des différences statistiquement significatives entre chacune des deux séries de mesure. Bien que le "t" calculé soit près du "t" théorique et que l'effectif de notre échantillon soit relativement petit, il semble qu'on puisse en tirer un indice de la qualité des méthodes d'analyse puisque les mesures prises indépendamment l'une de l'autre (en utilisant de plus deux filtres différents) donnent les mêmes résultats (Jones *et al.*, 1977).

6.2.2 Carbone particulaire

Etant donné les très fortes concentrations de carbone particulaire obtenues pour le lac Nathalie en 1976, il nous est impossible de retenir ce paramètre, afin de le comparer aux modèles théoriques élaborés précédemment. Le tableau 6.7 montre que les valeurs fluctuent entre 159.7 et 6,483 $\mu\text{g C l}^{-1}$, avec des coefficients de variations se situant entre 2 et 108%. Wangersky (1974) rapporte des valeurs de carbone particulaire aux environs de 20 à 40 $\mu\text{g C l}^{-1}$ en milieu marin. Wetzel *et al.* (1972) a trouvé au lac Lawrence des teneurs se situant entre 50 à 1700 $\mu\text{g C l}^{-1}$. Finalement, Holm-Hansen (1972) rapporte des concentrations de carbone particulaire variant entre 20-60 $\mu\text{g C l}^{-1}$, pour le lac Tahoe en Californie.

Il nous est donc permis de croire qu'une erreur analytique est à l'origine de ces fortes concentrations (ex.: mauvaise combustion du filtre, etc.). En effet, aucun phénomène biologique, tel l'aggrégation de particules ou de carbone organique dissous (Pearl, 1978; Wangersky, 1977), ne peut expliquer de façon satisfaisante les fortes teneurs en carbone particulaire observées dans ce lac.

6.2.3 Rapport carbone particulaire / azote particulaire

Les valeurs du rapport Cp/Np apparaissent au tableau 6.8. Il nous est difficile d'accepter ces valeurs à cause de la non fiabilité du paramètre Cp. Il faut noter que nos valeurs du rapport Cp/Np se rapprochent quand même de celles citées par d'autres auteurs. En effet, Paffenhöfer (1978)

TABLEAU 6.7: Valeurs de carbone particulaire exprimées en $\mu\text{g C l}^{-1}$ aux quatre stations du lac Nathalie

STATION DATE	1	2	3	4
17 juin	159.7	179.7	214.7	323.3
1 juillet	680.0	736.7	669.0	600.0
15 juillet	612.0	740.3	424.5	492.7
30 juillet	5605.0	5436.0	5136.0	4598.0
10 août	6483.0	5719.0	5302.0	5425.0
24 août	705.0	636.0	591.0	747.0
30 août	-*	-	-	-
2 septembre	-	-	-	-
7 septembre	2759.0	256.0	749.0	939.0
21 septembre	5151.0	2981.0	3024.0	2872.0
5 octobre	5151.0	4359.0	4924.0	5048.0
10 octobre	-	-	-	-

* Valeur manquante

TABLEAU 6.8: Valeurs du rapport Cp/Np aux quatre stations du lac Nathalie

STATION DATE	1	2	3	4
17 juin	20.82	23.3	9.60	9.50
1 juillet	5.62	5.66	5.88	6.19
15 juillet	5.16	5.53	5.11	5.65
30 juillet	3.35	3.80	3.87	3.94
10 août	3.36	3.37	3.19	4.42
24 août	5.64	6.07	6.29	5.30
30 août	-*	-	-	-
2 septembre	-	-	-	-
7 septembre	-	5.95	3.52	3.68
21 septembre	3.03	2.77	-	2.48
5 octobre	2.25	1.97	1.98	1.90
10 octobre	-	-	-	-

* Valeur manquante

rapporte des rapports moyens du Cp/Np de 7:1 à 10:1, De March (1975) de 3:1 et Holm-Hansen (1972) de 6:1 pour la matière organique labile, finalement Hutchison (1957) indique un rapport du Cp/Np de 50:1 pour la matière organique dite réfractaire.

Les valeurs de Cp/Np aux environs de 1:1 apparaissent difficilement acceptables, en dépit des explications précédemment fournies. L'adsorption d'azote ammoniacal sur les particules de matière organique pourrait être une hypothèse très plausible. Il est très important de noter que si l'on accepte les valeurs de Cp/Np telles que retrouvées au lac Nathalie, où la presque totalité des valeurs sont plus petites que 7:1 (matière organique labile et/ou vivante) la matière particulaire serait alors formée presque entièrement d'organismes hétérotrophes vivants, étant donné la faible biomasse algale calculée par les concentrations en chlorophylle- α .

6.2.4 Adénosine Triphosphate (ATP)

Les valeurs absolues d'ATP mesurées dans les eaux du lac Nathalie pour les quatre stations se situent entre la limite de détection de la technique (.006 ppb, St-John 1970; Brezonick *et al.*, 1975) et 0.32 ppb. (Tableau 6.9).

Lorsque traduit en biomasse (Carbone-ATP), à l'aide d'un facteur de conversion de 250, ces résultats correspondent à une concentration de matière vivante (autotrophe et hétérotrophe) variant entre 1.5 et 85 ppb. Rudd et Hamilton (1973) ont obtenu des valeurs similaires pour le lac "302" de l' "EXPERIMENTAL LAKES AREA", aux mêmes latitudes que le lac Nathalie.

TABLEAU 6.9: Valeurs d'ATP exprimées en $\mu\text{g ATP l}^{-1}$ aux quatre stations du lac Nathalie

STATION DATE	1	2	3	4
17 juin	0.08	0.13	0.04	0.07
1 juillet	0.07	0.08	0.22	0.32
15 juillet	0.24	0.11	0.16	0.24
30 juillet	0.09	0.05	0.08	0.16
10 août	-*	-	-	-
24 août	0.09	0.18	0.08	0.09
30 août	0.09	0.18	0.08	0.09
2 septembre	-	-	-	-
7 septembre	0.16	0.12	0.12	0.20
21 septembre	0.01	0.14	-	0.12
5 octobre	0.09	0.14	0.15	0.10
10 octobre	-	-	-	-

* Valeur manquante

La compilation des coefficients de variation pour les valeurs d'ATP démontre la faible représentativité de la méthode d'analyse.

En effet, 85% des valeurs provenant du tableau 6.9 ont un coefficient de variation supérieur à 25%, 58% ont un coefficient de variation supérieur à 50% tandis que 25% ont un coefficient supérieur à 75%*.

Il est important de noter que deux corrections ont été apportées à la méthodologie d'échantillonnage pendant la période d'étude. La première (10-07-76) visant la réduction de la succion lors de la filtration, car selon Arthur et Rigler (1967), une succion trop élevée aurait tendance à provoquer la lyse des cellules, influençant ainsi la valeur des coefficients de variations. La seconde (07-09-1976) modifiant la cueillette des échantillons du lac. En effet, l'erreur attribuable à la filtration d'échantillons d'eau pris individuellement, pour une même période de temps à chaque station a été le sujet d'une publication de Wangersky (1974). Ainsi, les différents échantillons prélevés à une même station sont homogénéisés et par la suite filtrés. Il semble que ces deux améliorations dans la méthodologie d'échantillonnage n'ont pas suffi à ramener les valeurs des coefficients de variation à l'intérieur de normes respectables (\approx 25%).

* Ces coefficients de variation sont calculés à l'aide des valeurs des concentrations d'ATP provenant de l'analyse en triplicata du même échantillon.

L'analyse d'une série de valeurs d'ATP pour dix autres lacs^{*}, de la région de la Baie James, s'est révélée tout aussi insatisfaisante, 46% des données d'ATP, présentant des coefficients de variation supérieur à 50%**.

Il existe peu de valeurs de coefficients de variation rapportées pour des études effectuées sur d'autres écosystèmes naturels. Heinle *et al.*, (1974) dans leurs travaux sur l'estuaire de Patuxant, au Maryland, ont rapporté de fortes valeurs de coefficients de variation variant entre 7 et 100% pour une station et entre 15 et 80% pour une deuxième station; pour ce dernier cas, 80% des coefficients de variation étaient supérieurs à 30% et de ceux-ci, 40% se chiffraient entre 75 et 80%. Brezonick *et al.*, (1975) ne présentent pas la valeur de coefficients de variation pour les mesures d'ATP, mais un examen de leurs résultats indique un coefficient de variation égal à 20% ou plus. Finalement, Lee (1971), Ausmus (1973), Karl et LaRoch (1972) et Cheer *et al.*, (1973), ont tous rapporté des coefficients de variation d'ATP se situant entre 10 et 20% (ATP extrait de sédiments, d'algues ou de matière organique pédologique).

En dernier lieu, nous avons tenté de voir s'il était possible d'obtenir la biomasse hétérotrophe par le biais de la relation ([C-ATP] - [C-Chlorophylle-*a*]). Sachant que le facteur de conversion pour traduire l'ATP en biomasse (C) est de 250, il ne nous reste plus qu'à trouver un facteur pouvant convertir les concentrations de chlorophylle-*a* en carbone. Strickland (1960) à démontré que la valeur de ce facteur pouvait varier

* Données provenant d'une campagne d'échantillonnage sous la responsabilité de la S.E.B.J. (1977), données confidentielles et non publiées.

** Ces coefficients de variations proviennent eux aussi d'une analyse en triplicata du même échantillon.

entre 10 et 100. Toutefois, il suggère une valeur de 30 pour les populations "*in situ*" dans de bonnes conditions naturelles. Il en va de même pour une étude menée par Banse (1977) qui estime la valeur du facteur de conversion entre 20 et 30 pour des conditions naturelles. Suite au calcul de la différence entre le [C-ATP] et la [C-Chlorophylle- α], 87% des valeurs sont négatives. Il en va de même pour les dix autres lacs précités dans la même région, présentant 88% de valeurs négatives. Ces résultats signifieraient donc que la biomasse autotrophe est plus importante que la somme de la biomasse autotrophe et hétérotrophe. Il est donc logique de considérer que les valeurs d'ATP ainsi obtenues reflètent un niveau de précision inacceptable.

Il est difficile de déterminer avec précision quelle étape de la méthodologie d'échantillonnage et/ou d'analyse est en cause, pour expliquer la sous-estimation des valeurs d'ATP et de la très forte valeur des coefficients de variation.

Sachant qu'une attention particulière a été apporté au système de filtration (diminution de succion, choix des filtres; (nucléopores plutôt que millipores, Burnison, 1974) et que la sensibilité de la méthode de bioluminescence est très élevée (McElroy et Green, 1956), il est permis de croire qu'il y a adsorption de l'ATP sur les débris présents dans l'échantillon d'eau (Sutcliffe Jr. *et al.*, 1976; Heinle *et al.*, 1974; Jones et Keighan, 1976). Nous pensons aussi que la technique d'extraction et de préservation de l'ATP perd de son efficacité à provoquer la lyse des cellules lorsqu'elle est mise en présence de débris colonisés par les bactéries.

En effet, ces dernières existent non seulement à la surface des particules détritales, mais elles pénètrent ceux-ci en remplissant souvent, tout l'espace interne et deviennent ainsi des composantes intégrales de ces particules (Rodina, 1963).

6.2.5 Potentiel hétérotrophe

Les mesures d'incorporation de glucose (tableau 6.10) possèdent des coefficients de variation qui dépassent rarement 25%. Ces valeurs se comparent à celles obtenues par Lawrence et Wentworth (1973) soit $\approx 25 \mu\text{g C l}^{-1}$ sur le fleuve Fraser en Colombie-Britannique et aux valeurs ($\approx 25 \mu\text{g C l}^{-1}$) obtenues par Robinson et Brandt (1975) sur le lac West Blue au Manitoba.

Les valeurs obtenues pour le lac Nathalie nous semblent donc suffisamment précises pour les intégrer à nos modèles afin de vérifier nos hypothèses.

6.2.6 Potentiel autotrophe

Les mesures de potentiels autotrophes (tableau 6.11) possèdent des coefficients de variation qui dépassent rarement 25%, traduisant ainsi une bonne reproductivité.

La gamme de variations saisonnières a été de 0.8 à 5.2 $\mu\text{g C l}^{-1}\text{h}^{-1}$, avec une moyenne se situant aux environs de 2.3 $\mu\text{g C l.h}^{-1}$. Ces valeurs, même si elles sont établies en incubateur, sont comparables avec les valeurs de

TABLEAU 6.10: Valeurs du potentiel hétérotrophe exprimées en $\text{mg de C l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ aux quatre stations du lac Nathalie

STATION DATE	1	2	3	4
17 juin	-*	-	-	-
1 juillet	-	-	-	-
15 juillet	29.3	23.0	1.6	27.2
30 juillet	15.4	16.8	9.4	16.7
10 août	-	-	-	-
24 août	24.8	22.2	12.4	8.6
30 août	-	-	-	-
2 septembre	-	-	-	-
7 septembre	16.5	16.0	4.1	-
21 septembre	16.8	21.8	24.1	41.3
5 octobre	18.2	10.4	8.5	14.8
10 octobre	12.9	14	11.1	17.2

* Valeur manquante

TABLEAU 6.11: Valeurs du potentiel autotrophe exprimées en $\mu\text{g de C l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ aux quatre stations du lac Nathalie

STATION DATE	1	2	3	4
17 juin	-*	-	-	-
1 juillet	-	-	-	-
15 juillet	3.1	2.6	1.7	1.7
30 juillet	2.9	2.6	1.3	3.1
10 août	1.7	2.8	2.4	2.2
24 août	1.8	3.2	3.1	3.4
30 août	-	-	5.1	-
2 septembre	-	-	-	-
7 septembre	2.6	2.4	0.8	2.5
21 septembre	5.0	5.2	3.3	3.5
5 octobre	1.9	1.9	1.3	1.8
10 octobre	1.5	1.8	1.4	2.2

* Valeur manquante

production primaire mesurées dans la zone photique de certains lacs des Alpes (Berman et Epply, 1974) et des lacs de l' "EXPERIMENTAL LAKES AREA" en Ontario (Fee, 1976).

6.3 Validation des valeurs observées de la rivière Yamaska et du lac Boivin

Une critique des données des tableaux 6.12, 6.13 et 6.14 a déjà été effectuée pour les besoins de l'étude menée par l'INRS-Eau (Campbell *et al.*, 1979). Un examen approfondi a alors permis d'éliminer certaines valeurs aberrantes qui étaient soit beaucoup trop élevées ou beaucoup trop faibles.

6.4 Validation des modèles

L'objectif de cette section est de valider les trois principaux "schémas de comportement"* issus des modèles expliqués dans l'étude théorique précédente. Une validation adéquate nécessite beaucoup de temps accompagné d'une cueillette de données très précises sur de nombreux plans d'eau "représentatifs" des trois niveaux trophiques. Vu la faible quantité de données disponibles dans ce domaine, notre validation se veut une esquisse d'un travail plus extensif, pouvant inclure une rétroaction visant à modifier la forme originale des modèles théoriques**. Suite à une telle démarche, il serait alors possible d'optimiser la valeur intrinsèque de nos modèles, conduisant ainsi à une meilleure interprétation lors de l'adéquation aux valeurs théoriques.

* Traduction libre de l'expression anglaise "Pattern recognition".

** Si la validation des données des différents paramètres avait porté sur une série de valeurs beaucoup plus importantes, provenant de plans d'eau correspondant à des stades trophiques différents (allant de l'oligotrophie à l'eutrophie) nous aurions pu préciser avec plus d'emphase la forme de nos modèles. Il est tout à fait normal de s'attendre à ce qu'une quantité limitée de données ne puisse donner autant d'informations qu'une masse de valeurs éprouvées statistiquement.

TABLEAU 6.12: Valeurs de chlorophylle- α corrigée exprimées en μg chlorophylle- α l^{-1} aux trois stations de la rivière Yamaska et du lac Boivin (station 210)

station 101 1975	station 101 1976	station 103 1975	station 210 1976
1.58	0.70	0.47	0.08
1.36	1.00	6.15	0.10
0.71	0.30	9.37	0.10
1.16	0.40	8.93	0.00
0.53	0.40	4.82	0.40
0.38	0.60	4.79	0.08
0.60	0.70	7.80	1.20
1.04	0.20	9.20	1.30
4.20	0.20	10.70	2.80
6.45	1.00	13.80	6.00
9.18	1.90	19.50	2.40
14.30	6.60	7.00	14.00
7.79	7.40	4.06	10.00
5.82	3.60	10.20	7.00
10.70	5.40	9.58	6.00
6.67	7.40	9.47	17.00
15.60	2.80	15.50	12.00
6.50	3.60	7.55	11.00
13.20	16.00	16.80	24.00
10.20	11.00	8.20	19.00
5.63	16.80	6.60	6.60
11.30	2.30	8.20	15.00
14.60	6.00	9.60	3.60
7.13	17.00	7.00	12.00
11.60	18.00	10.80	13.00
8.52	8.40	7.60	21.00
24.50	15.00	5.00	17.00
14.70	18.00	5.90	9.80
13.00	4.60	1.30	2.40
14.40	5.20	1.70	3.00

TABLEAU 6.13: Valeurs de carbone particulaire exprimées en $\mu\text{g C l}^{-1}$ aux trois stations de la rivière Yamaska et du lac Boivin (station 210)

station 101 1975	station 101 1976	station 103 1975	station 210 1976
590	625	705	185
1310	340	730	145
315	410	1050	225
995	375	1120	240
470	835	400	450
425	540	570	360
550	760	720	1020
615	580	775	370
575	300	1460	770
770	460	1380	430
1850	510	1480	470
1510	550	1350	1600
410	1030	505	1070
1330	660	805	1030
1440	620	640	933
925	1360	805	1300
1320	476	910	1380
1390	642	830	807
1170	1640	685	1360
1880	1310	710	1390
1250	1800	820	500
1090	325	715	1440
955	720	1020	693
865	1260	855	1910
900	2730	960	1140
860	1700	655	1180
850	1270	500	1150
950	1010	570	682
1200	390	465	530
985	952	385	913

TABLEAU 6.14: Valeurs du rapport C_p/N_p pour les **trois** stations de la rivière Yamaska et du lac Boivin (station 210)

station 101 1975	station 101 1976	station 103 1975	station 210 1975
19.7	12.5	14.1	7.4
7.3	4.5	7.0	9.7
10.5	9.1	5.4	5.0
13.3	15.0	5.3	8.0
15.7	7.6	8.9	12.9
10.6	18.0	7.1	6.5
18.3	12.7	5.3	6.8
15.4	12.9	4.0	6.2
4.6	6.0	4.8	5.9
8.6	7.7	4.7	3.9
5.7	6.4	4.9	4.3
5.6	15.7	4.5	5.2
6.3	4.5	10.1	4.5
6.5	5.1	3.9	9.1
6.4	10.3	4.7	8.4
6.2	10.9	4.7	10.7
5.4	11.6	3.9	10.4
5.1	12.3	4.0	4.5
5.3	4.2	6.2	4.5
5.0	4.7	5.9	4.8
5.1	5.3	4.8	7.1
4.4	8.1	6.0	5.5
5.0	6.9	3.0	6.9
4.3	5.7	6.6	6.6
4.9	5.6	5.5	4.2
5.1	5.3	4.4	3.7
4.7	4.3	5.3	3.0
7.6	3.2	6.7	3.0
4.7	4.6	6.2	5.0
5.8	3.5	9.6	4.8

Suite à la validation des données, il nous est impossible de prouver les modèles principaux dû au peu de confiance appliquée aux valeurs d'ATP. Nous essaierons donc de valider les modèles secondaires ayant le même type de relation. Les modèles chlorophylle- α vs carbone particulaire et chlorophylle- α vs rapport Cp/Np seront validés. Le modèle chlorophylle- α vs potentiel autotrophe servira à valider la notion de cycle entre la biomasse et l'activité physiologique des populations phytoplanctoniques.

6.4.1 Chlorophylle- α vs carbone particulaire

Ce modèle est le premier type de relation étudié; il fait appel à tous les niveaux trophiques. Pour ce qui est de la validation proprement dite, nous avons utilisé une série de valeurs provenant de la rivière Yamaska et du lac Boivin situé dans la région de l'Estrie (Tableaux 6.12, 6.13). Ces deux systèmes nous permettront de constater le comportement de ce modèle conceptuel face à des eaux eutrophes, (qui, selon le temps et le lieu contiennent des niveaux trophiques pouvant varier de la mésotrophie à l'eutrophie), alors que les données de la rivière Matamek viendront compléter la représentativité du modèle en milieu oligotrophe. Les résultats du lac Nathalie sont exclus de cet exercice en raison de leur imprécision et de la faible crédibilité des valeurs de Cp.

Il nous est ainsi possible de reconstituer la relation (Fig. 6.1) développée lors de l'élaboration des modèles théoriques. Un plus grand nombre de données, provenant d'un échantillonnage de milieux aquatiques plus diversifiés, nous donnerait fort probablement une distribution de points se rapprochant plus clairement de la forme théorique proposée.

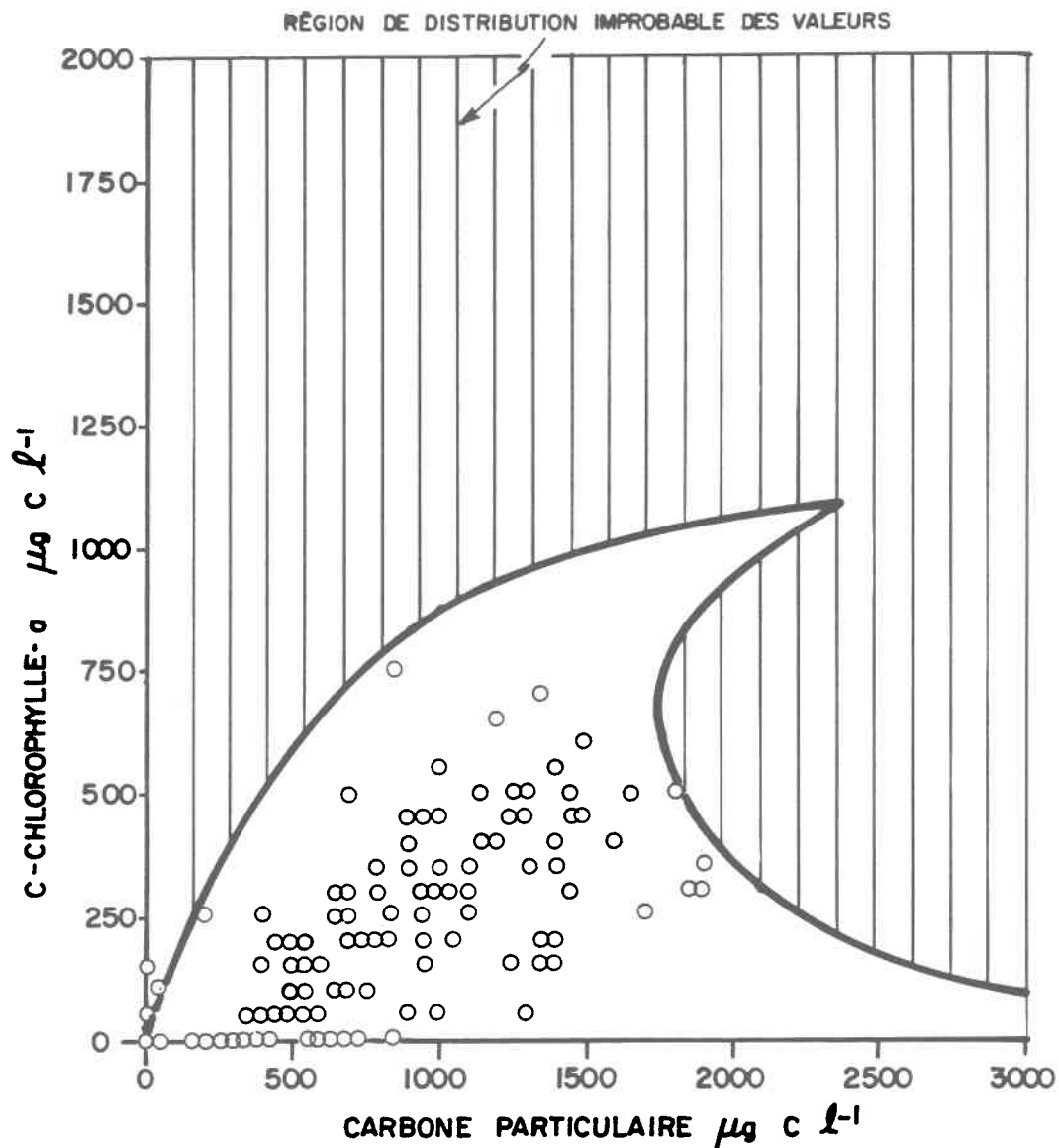
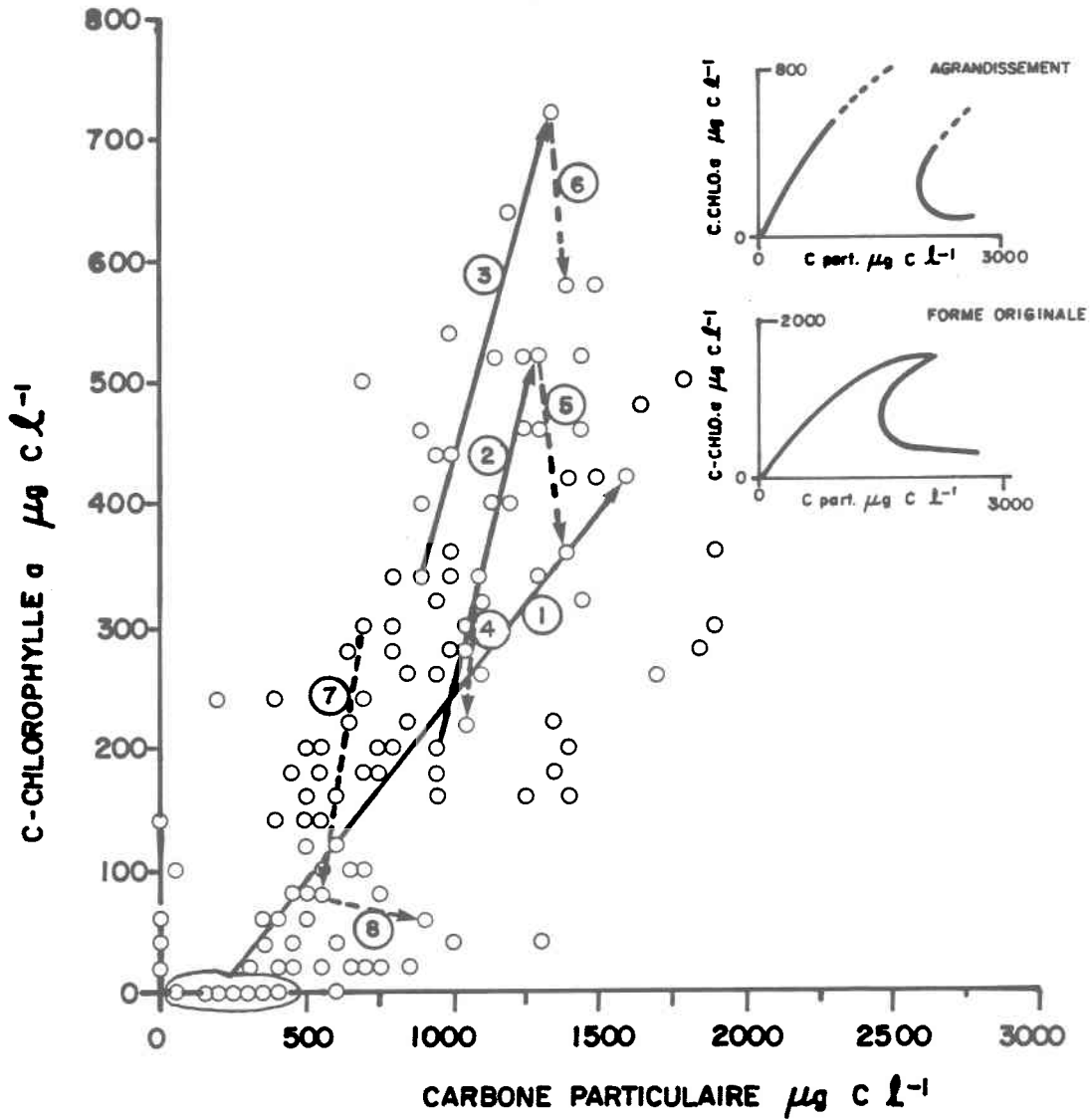


Figure 6.1. Validation du modèle [C-chlorophylle-a] vs carbone particulaire avec les données provenant de la rivière Yamaska, du lac Boivin et de la rivière Matamek .

Si l'on étudie l'évolution temporelle à l'intérieur du modèle, pour les saisons hivernales et printanières, on retrouvera le passage d'un système dit hétérotrophe (concentration de carbone particulaire élevée, accompagnée de faibles concentrations de chlorophylle- a) vers un système plus autotrophe au printemps (fortes concentrations de chlorophylle- a avec des concentrations de carbone particulaire relativement élevées). La figure 6.2 correspond à un agrandissement de la figure 6.1. Grâce à cet exercice, il nous est possible d'observer à titre d'exemple le passage du milieu aquatique vers l'autotrophie (flèche vers l'abscisse, i.e.: dominance exclusive des autotrophes) ou vers l'hétérotrophie (flèches vers l'ordonnée, i.e. l'évolution temporelle vers l'axe carbone particulaire) pour les données correspondant au lac Boivin pendant l'année 1976. L'ordre chronologique des phénomènes apparaît clairement sur ce graphique.

Il est intéressant et tout à fait normal de remarquer qu'après chaque poussée des populations autotrophes correspond une prolifération des organismes hétérotrophes. Ce phénomène a lieu jusqu'au 22 juillet; après cette date il y a diminution de la biomasse autotrophe plus accentuée que l'abaissement des concentrations de carbone particulaire (flèche # 7). La flèche 8 nous fait voir une augmentation en apport allochtone, imputable aux crues automnales.

Il semble que le modèle chlorophylle- a vs carbone particulaire prenne la forme décrite théoriquement. Tous les autres modèles ayant la même forme et décrits au tableau 4.2 doivent être aussi validés selon les hypothèses de base. Il faudrait cependant, une étude exhaustive de ces modèles afin de prouver avec certitude l'allure des courbes.



LAC BOIVIN :

DOMINANCE AUTOTROPHE REPRÉSENTÉE PAR :			POTENTIALITÉ À L'HÉTÉROTROPHIE REPRÉSENTÉE PAR :		
#	DATE 1	DATE 2	#	DATE 1	DATE 2
①	HIVER	19 MAI	④	26 MAI	3 JUIN
②	8 JUIN	15 JUIN	⑤	15 JUIN	23 JUIN
③	16 JUILLET	22 JUILLET	⑥	22 JUILLET	29 JUILLET
			⑦	24 SEPT.	31 SEPT.
			⑧	31 SEPT.	6 OCT

Figure 6.2. Dominance autotrophe et potentialité à l'hétérotrophie dans le lac Boivin .

6.4.2 Chlorophylle- α vs rapport Cp/Np

Utilisant une fois de plus les données de la rivière Yamaska, du lac Boivin et de la rivière Matamek (tableaux 6.12 à 6.14), il nous est possible de tracer le modèle représenté à la figure 6.3, qui tend à confirmer l'existence du modèle conceptuel précédemment analysé. Nous pouvons reconnaître la forme théorique uniquement en utilisant les données de la rivière Yamaska ou de la rivière Matamek, car les caractéristiques étudiées entre ces deux paramètres sont moins influencées par les différents niveaux trophiques, que peuvent l'être les concentrations de chlorophylle- α vis-à-vis le carbone particulaire.

La variation temporelle des paramètres de la période hivernale jusqu'au printemps est décrite par le déplacement des fortes valeurs du rapport Cp/Np (réfractaire), à des valeurs beaucoup plus faibles (8:1 - 6:1), traduisant la présence d'une biomasse phytoplanctonique.

On notera 4 points hors du modèle. Ces points proviennent de la rivière Yamaska et illustre, un système en état de déséquilibre. Un mélange physique de deux eaux, autotrophes et hétérotrophes (créé par l'apport d'un tuyau d'égout) peut amener, surtout en période d'étiage, un déséquilibre dans le système. Cet état d'instabilité ne durera pas et le système devrait revenir rapidement à un état d'équilibre.

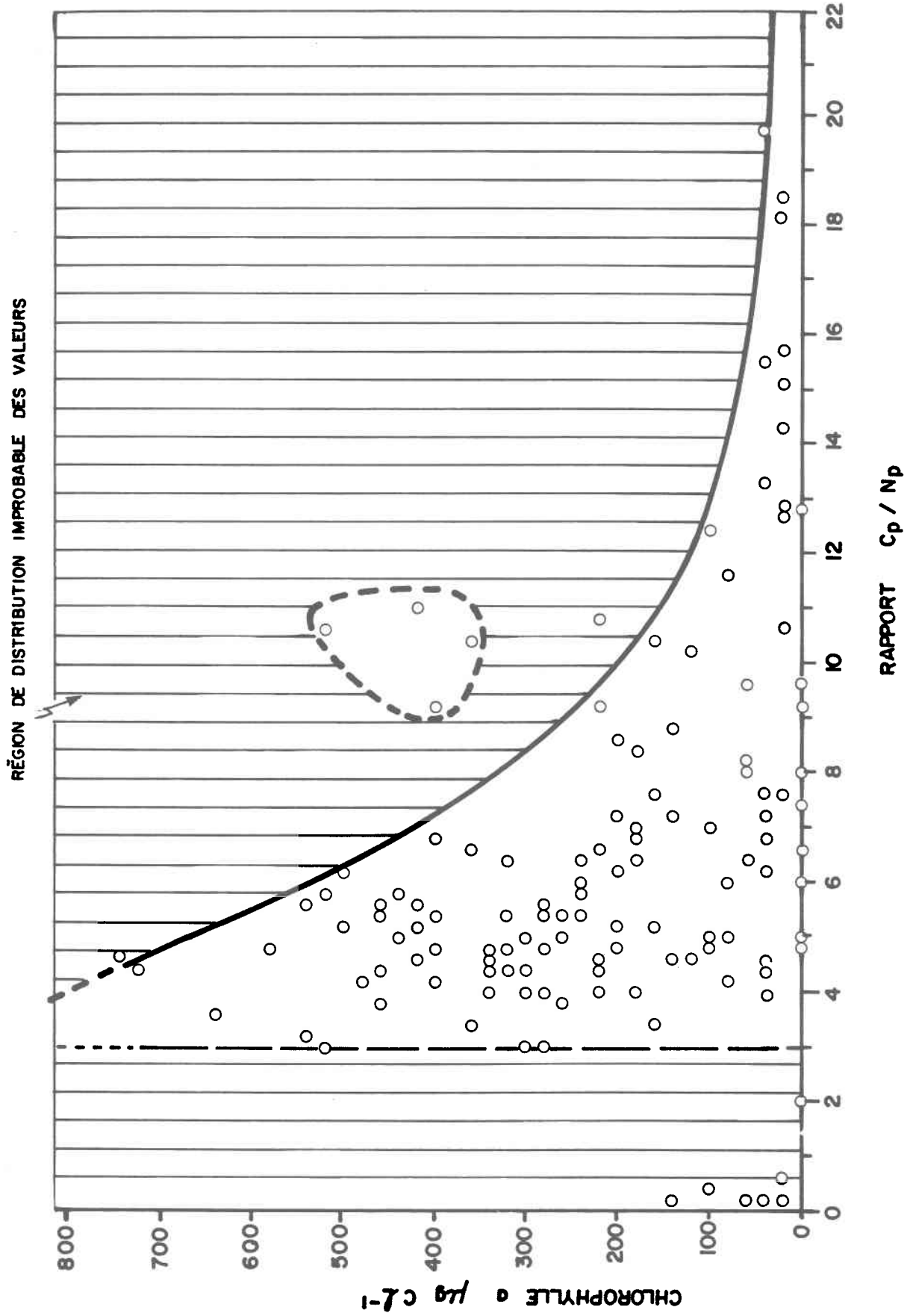


Figure 6.3 . Validation du modèle [C-chlorophylle-a] vs rapport C_p / N_p . Données provenant de la rivière Yamaska , du lac Boivin et de la rivière Matamek .

6.4.3 Chlorophylle- α vs potentiel autotrophe

De façon à déterminer s'il était possible d'obtenir le cycle décrit à la figure 4.2 (Type III) du modèle théorique, nous avons utilisé les données recueillies par le Réseau de surveillance écologique du Complexe La Grande en 1977* et du lac Nathalie (Fig. 6.4). Bien que l'exercice soit subjectif nous considérons qu'il est permis de conclure à la présence d'un cycle dans ces lacs et rivières oligotrophes. Nous sommes conscients du fait qu'il y a trop peu de données pour tracer une forme indiscutable; néanmoins, il serait tout aussi hasardeux de réfuter totalement les prémisses gouvernant ce genre de cycle de croissance. Il serait primordial, une fois de plus, de vérifier nos hypothèses avec des valeurs issues de lacs et rivières à caractère eutrophe.

Face aux nombreux problèmes occasionnés par les données (quantité, compatibilité avec l'étude, etc.) nous ne pouvons ni admettre fiablement, ni désapprouver entièrement la base et la forme de nos modèles conceptuels. Une étude plus intensive pourrait trancher la question. Malgré cela, nous étudierons dans les sections ultérieures l'importance de la production hétérotrophe face à la production autotrophe et des détritiques en milieu aquatique, et ce, à l'aide des données disponibles couplées aux modèles théoriques.

* Seules données disponibles.

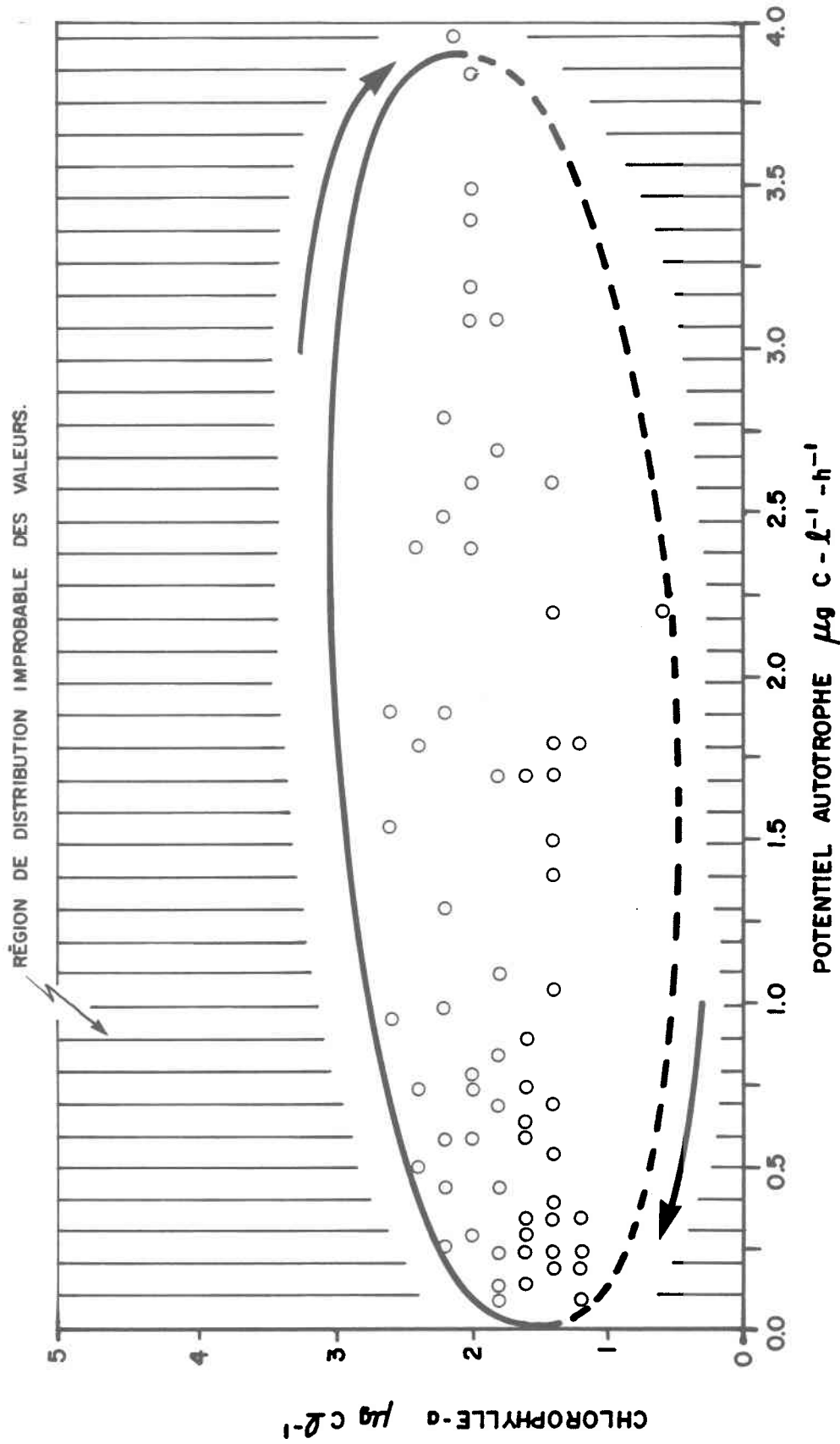


Figure 6.4 . Validation du modèle chlorophylle-a vs potentiel autotrophe pour le lac Nathalie , lac Toto et la rivière La Grande en 1976 - 77.

TABLEAU 6.15: Test sur les différences entre des mesures appariées*

X_A	X_B	$X = (X_A - X_B)$
1.86	1.72	0.14
1.30	0.88	0.42
1.44	1.33	0.11
2.01	1.59	0.42
1.85	1.93	-0.08
1.80	1.61	0.19

* Tiré de Jones *et al.*, 1977.

$$N = 6$$

$$\Sigma Y = 1.2$$

$$\Sigma Y^2 = 0.427$$

$$\bar{Y} = 0.22$$

$$S_Y^2 = 0.0374 \quad S_Y = 0.19339$$

$$S_{\frac{Y}{\bar{Y}}}^2 = 0.00623 \quad S_{\frac{Y}{\bar{Y}}} = 0.07895$$

Hypothèse principale: Nullité de la moyenne de la population des différences.

$$t_{(\text{calculé}; 5)} = \frac{\bar{Y} - 0}{\frac{S}{\bar{Y}}} = \frac{0.2 - 0}{0.07895} = 2.533$$

Au seuil de probabilité de 5%,

$$t(.05;5) = \pm 2.571$$

Donc, on doit accepter l'hypothèse principale; on ne peut mettre en évidence des différences significatives entre chacune des deux séries de mesures.

CHAPITRE 7

DISCUSSION DES RESULTATS

7. DISCUSSION DES RESULTATS

7.1 Adéquation; rivière Matamek

Nous avons mentionné précédemment que les systèmes lotiques telle la rivière Matamek servait de point de comparaison pour les autres systèmes aquatiques concernant le concept d'autotrophie et d'hétérotrophie. Plusieurs auteurs admettent volontiers que les systèmes lotiques sont marqués par une dominance de la production hétérotrophe (Fisher et Linken, 1973; Wetzel, 1975a). Nous allons donc discuter de l'importance relative de la production hétérotrophe pour la rivière Matamek à l'aide des modèles théoriques, tout en axant une certaine partie de notre interprétation sur le rôle des détritiques qui est en relation directe avec le potentiel de production des populations hétérotrophes. Cette démarche nous amènera finalement à l'analyse d'un système lentique (lac Nathalie) et devrait nous permettre de tirer certaines conclusions face à l'autotrophie et l'hétérotrophie dans ces eaux calmes et faiblement minéralisées.

7.1.1 [C-Chlorophylle- α] vs carbone particulaire

La figure 7.1 illustre les points expérimentaux et la délimitation du modèle théorique. Nous remarquons que les points se situent tous près de l'abscisse. Nous avons, en effet, forcé ce rapprochement en calibrant les valeurs des concentrations de C-chlorophylle- α * de façon à ce qu'elles soient "théoriquement" comparables aux valeurs des concentrations de carbone particulaire. Cet exercice a été rendu possible en multipliant les valeurs réelles

* L'utilisation de la terminologie "C-Chlorophylle- α " implique, pour les discussions subséquentes que les concentrations initiales de chlorophylle- α ont été multipliées par un facteur de 30, tel qu'expliqué à la section 3.1.1.

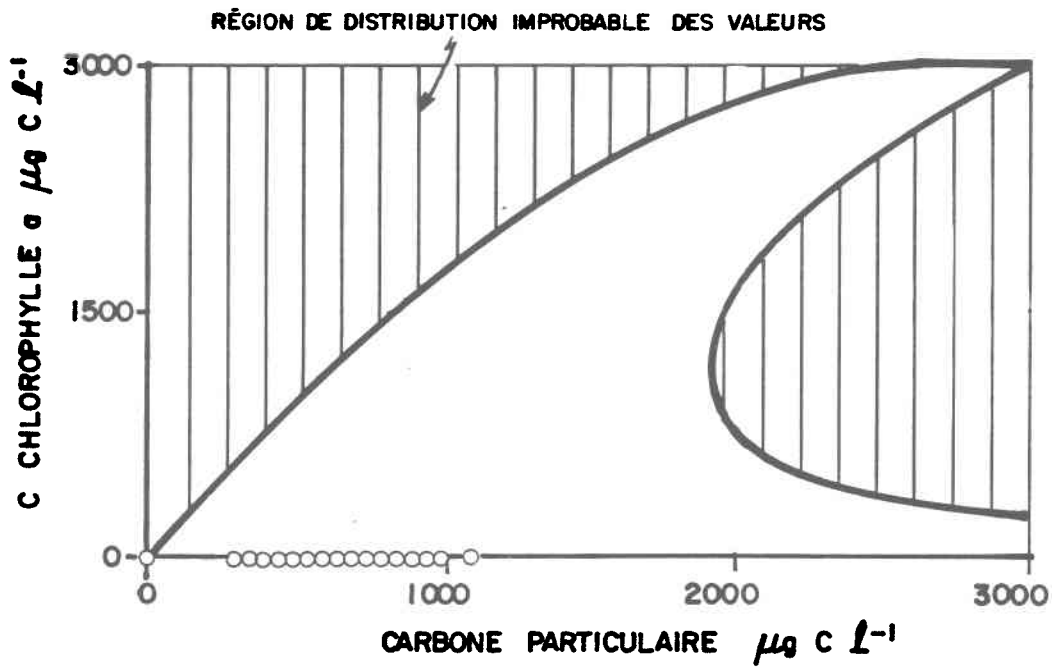
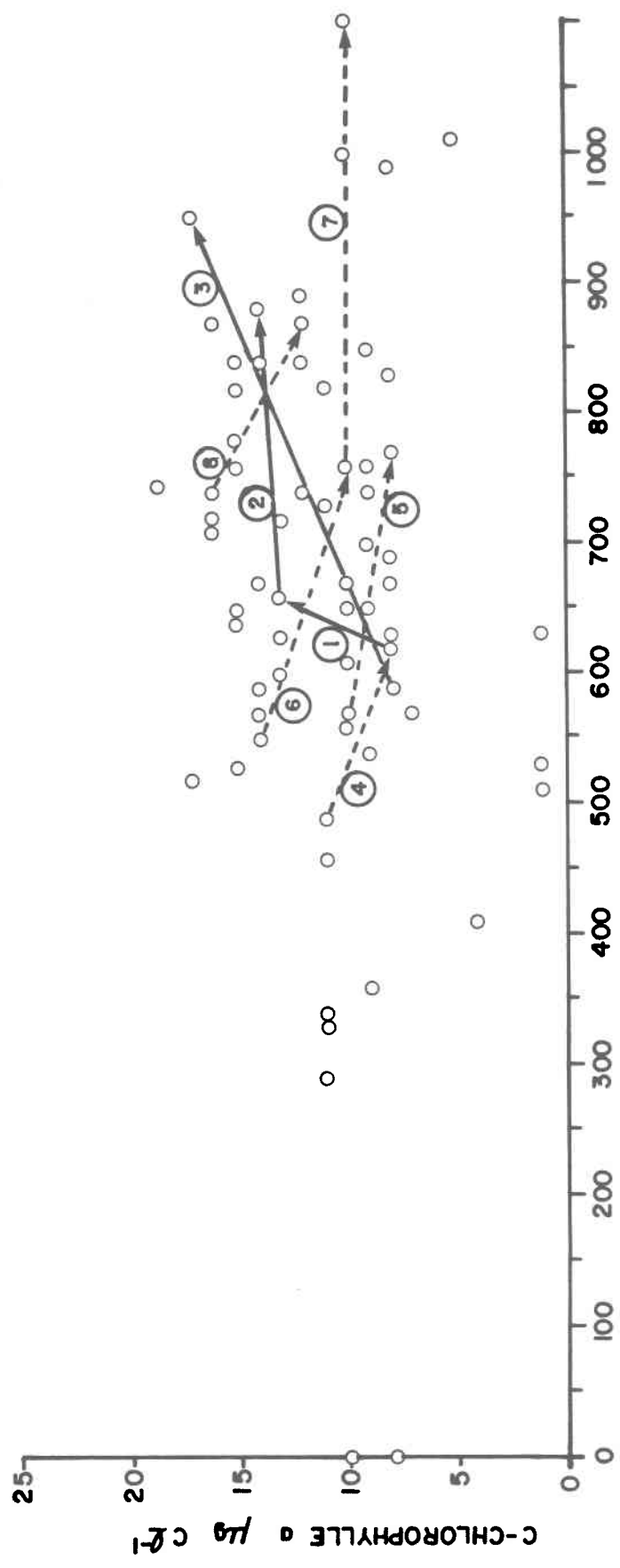


Figure 7.1. [C-chlorophylle a] vs carbone particulaire pour la rivière Matamek.

des concentrations en C-Chlorophylle- α par un facteur de 100. Cette "relocalisation" artificielle des points nous montre clairement que les concentrations en carbone particulaire ne proviennent pas, majoritairement, des populations autotrophes. L'origine de ce carbone particulaire semble donc être le bassin versant de la rivière Matamek et cette observation nous permet de mieux situer l'importance des apports allochtones. Les fluctuations latérales (selon l'abscisse) des valeurs des concentrations en carbone particulaire nous montrent l'importance quantitative de ce substrat énergétique pour les populations hétérotrophes détrivores. Connaissant maintenant l'aspect quantitatif de cette réserve de carbone particulaire, nous tenterons de mettre en évidence le caractère qualitatif de ce substrat organique, à l'aide des valeurs du rapport C_p/N_p .

La figure 7.2 est une représentation graphique exacte des valeurs de C-Chlorophylle- α et du carbone particulaire. Nous pouvons, de cette façon visualiser les variations temporelles de ces deux paramètres, en fonction du type de production qu'elles représentent. Il est possible ainsi de nous attendre à ce que le milieu démontre des tendances à l'autotrophie (production primaire phytoplanctonique) si les concentrations de C-Chlorophylle- α sont à la hausse alors que celles du carbone particulaire fluctuent très peu (les valeurs des concentrations de carbone particulaire ne peuvent évidemment pas être totalement stagnantes lorsque celles de la C-Chlorophylle- α augmentent parce que ces dernières sont comprises à l'intérieur des valeurs du carbone particulaire). Il sera possible, dans le même ordre d'idées, de mettre en évidence les périodes où le milieu présente un bon potentiel pour l'hétérotrophie, c'est-à-dire lorsque les concentrations de C-Chlorophylle- α seront stagnantes ou décroissantes alors que les valeurs du carbone particulaire augmenteront. Les changements



STATION I :

DOMINANCE AUTOTROPHE REPRÉSENTÉE PAR :		POTENTIALITÉ À L'HÉTÉROTROPHIE REPRÉSENTÉE PAR :			
#	DATE 1	DATE 2	#	DATE 1	DATE 2
①	3 JUILLET	11 JUILLET	④	27 JUN	3 JUILLET
②	11 JUILLET	18 JUILLET	⑤	25 JUILLET	31 JUILLET
③	28 AOÛT	6 SEPTEMBRE	⑥	15 AOÛT	23 AOÛT
			⑦	23 AOÛT	28 AOÛT

Figure 7.2 . Dominance autotrophe et potentialité à l'hétérotrophie à la station I de la rivière Matamek .

temporels vers un des deux types de production ont été dessinés à la figure 7.2 pour la station 1 de la rivière Matamek. La campagne d'échantillonnage s'échelonnant du 27 juin au 6 septembre comprend trois grandes périodes où il y a une dominance autotrophe et quatre périodes où nous pouvons remarquer une potentialité à l'hétérotrophie. La première période de potentialité à l'hétérotrophie se présente du 27 juin au 3 juillet, suivie de deux périodes d'autotrophie soit du 3 au 18 juillet. Nous remarquons finalement trois autres périodes d'hétérotrophie comprises entre le 25 juillet et le 28 août suivies finalement d'une période d'autotrophie du 28 août au 6 septembre.

Il est important de noter les successions écologiques de ces dominances qui sont le résultat des cycles très rapides de croissance et de mort des organismes phytoplanctoniques, reflétant la stabilité du système lotique de la rivière Matamek. Ces résultats mettent en évidence le besoin d'échantillonner de façon plus intensive les milieux fortement oligotrophes. Cette remarque permettrait de mieux cerner les phénomènes biologiques et par le fait même augmenterait la fiabilité des interprétations.

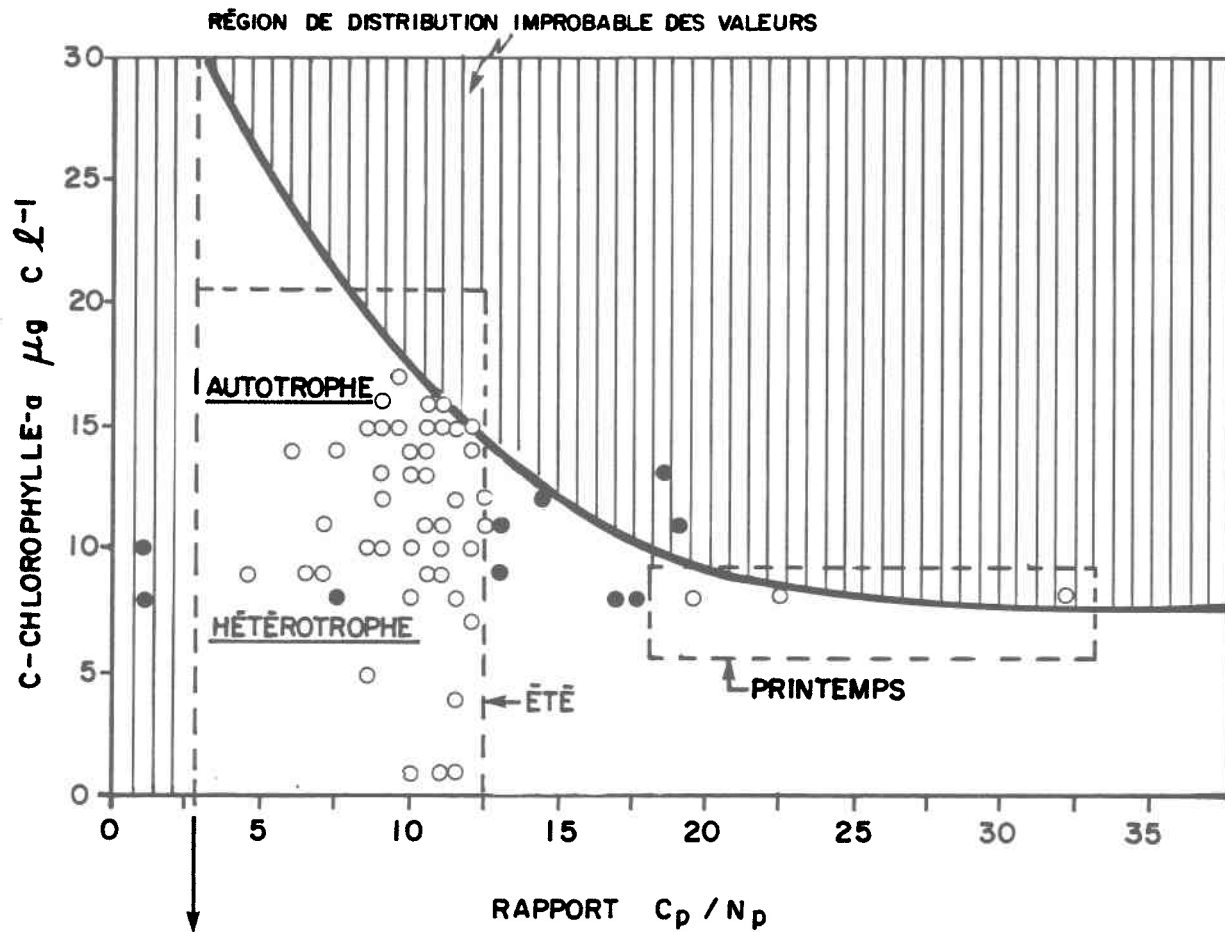
L'analyse des concentrations en C-Chlorophylle- α (tableau 6.1) et en carbone particulaire (tableau 6.3) aux stations 2, 3, 4 et 5 mettent aussi en évidence des passages rapides d'une dominance autotrophe vers une potentialité à l'hétérotrophie et inversement. Le bilan global des concentrations de C-Chlorophylle- α lorsque mises en fonction des concentrations de carbone particulaire montre clairement que la rivière Matamek est un milieu propice au développement des micro-hétérotrophes. Il est intéressant de noter par la même occasion, qu'entre les périodes de production maximale des populations autotrophes et des maxima de potentialité à l'hétérotrophie, se présentent des

laps de temps où la production moyenne en eau libre du milieu diminue, c'est-à-dire que la concentration en C-Chlorophylle- α et en carbone particulaire décroissent*. On peut expliquer ce phénomène par le passage d'une production en eau libre vers une production benthique plus notable (ex.: décomposition, algues benthiques, etc...).

7.1.2 Chlorophylle- α vs Cp/Np

La figure 7.3 correspond à la mise en fonction des concentrations de C-Chlorophylle- α versus les valeurs du rapport Cp/Np. Nous remarquons qu'à la période printanière trois valeurs du rapport Cp/Np sont élevées et correspondent à des concentrations relativement faibles de C-Chlorophylle- α . Il est possible d'expliquer ce phénomène en se référant à la discussion visant l'élaboration de ce modèle théorique énoncé à la section 4.2.2. Le printemps (de même que l'automne) est caractérisé par un ruissellement intensif. Cet écoulement superficiel véhicule une multitude de substances organiques et inorganiques particulières qui gonflent les valeurs du rapport Cp/Np car ces composés sont constitués d'éléments non vivants. Les populations phytoplanctoniques n'étant pas totalement exclues du milieu, au moment de la période printanière, il est normal d'obtenir un certain nombre de concentrations en C-Chlorophylle- α . Ces données tendront à ramener les valeurs du rapport Cp/Np vers les valeurs minimales pouvant caractériser le vivant (3-6). Nous pouvons, grâce à cette limite théorique du rapport Cp/Np qui caractérise la matière organique vivante, exclure instantanément les valeurs du rapport qui sont inférieures à cette borne.

* Cette affirmation suppose évidemment un débit plus ou moins constant, i.e.: une période d'étiage estival.



VALEUR MINIMUM POUVANT CARACTÉRISER LE VIVANT.

○ = POINTS RÉELS ; ANALYTIQUEMENT FIABLE

● = DIFFICULTÉS ANALYTIQUES ; LES VALEURS DU RAPPORT C_p / N_p SONT PLUS ÉLEVÉES EN RÉALITÉ QUE LES VALEURS INDIQUÉES SUR CE GRAPHIQUE.

Figure 7.3. [C-chlorophylle - a] vs rapport C_p / N_p pour la rivière Matamek.

L'été est caractérisé par une production biologique "*in situ*" plus notable que celle ayant lieu au printemps (ou en automne). Les valeurs du rapport Cp/Np montrent donc une tendance à la hausse pour la période estivale. Il est possible de délimiter grosso-modo les deux régions où se situent les deux types de production. La partie supérieure de la zone hachurée de ce graphique représente la dominance autotrophe qui est mise en évidence par de fortes valeurs des concentrations en C-Chlorophylle- α couplées à des valeurs du rapport Cp/Np relativement faibles (ces données se situent à l'intérieur des valeurs du rapport Cp/Np caractérisant la matière organique vivante). Certaines données, en période estivale, se regroupent autour de faibles valeurs de C-Chlorophylle- α . Cette tendance reflétée par ces teneurs est quand même accompagnée de valeurs du rapport Cp/Np caractérisant la matière organique vivante. Ce phénomène nous permet de conclure à la présence de populations hétérotrophes vivantes qui prolifèrent probablement à la suite des cycles de croissance des organismes phytoplanctoniques.

Nous avons vu à la section précédente, que les concentrations en carbone particulaire offraient fort probablement un excellent potentiel à produire pour les populations micro-hétérotrophes. Cette remarque découlait évidemment du fait que ces concentrations étaient beaucoup plus élevées que celles reflétant les populations phytoplanctoniques (C-Chlorophylle- α). Nous avons vu grâce au modèle C-Chlorophylle- α versus les valeurs du rapport Cp/Np que ce carbone particulaire en plus d'être abondant est énergétiquement labile.

Ces observations tendent à confirmer le caractère hétérotrophe de la rivière Matamek avec d'importantes concentrations de carbone particulaire

accompagnées de faibles valeurs du rapport C_p/N_p . Il est important de noter l'absence de données reflétant les concentrations ainsi que la caractérisation énergétique de la matière organique dissoute. Cette dernière peut servir de substrat pouvant favoriser la prolifération des hétérotrophes bactériens (ex.: comme le fait remarquer Hynes *et al.* (1973), une portion considérable (jusqu'à 40%) des feuilles tombant en automne est soluble dans l'eau). Cette lacune ne nous permet donc pas d'affirmer avec plus de certitude l'amplitude de la potentialité de croissance des micro-hétérotrophes pour ce système lotique. Selon Sayler et Gilmour (1978), il existerait une relation directe et linéaire entre l'activité hétérotrophe et la concentration en carbone organique dissous utilisable par les populations bactériennes.

La validation des données d'ATP pour la rivière Matamek (section 6.1.5) ne nous permet pas de pousser plus à fond l'adéquation des valeurs "*in situ*" aux modèles théoriques. Nous sommes forcés, par le fait même, de délaissier les indices conçus à partir de ce paramètre soit: l'indice caractérisant la biomasse hétérotrophe, ($[C-ATP] - [C-Chlorophylle-a]$) et les détritiques, ($[C_p] - [C-ATP]$).

7.2 Adéquation; lac Nathalie

Suite à la validation des données du lac Nathalie, seules les valeurs des concentrations de chlorophylle- α , du potentiel autotrophe et du potentiel hétérotrophe pourront être appliquées aux modèles théoriques lorsqu'une combinaison sera possible.

Les valeurs des concentrations du carbone particulaire sont trop élevées; en effet, lorsque nous avons tenté de mettre en fonction ce paramètre avec la C-Chlorophylle- α , nous avons été forcés de conclure que le milieu était fortement hétérotrophe car l'autotrophie était proportionnellement négligeable et ce, même en tenant compte des concentrations maximales de C-Chlorophylle- α . De plus, à ces fortes* concentrations de carbone particulaire correspondent des valeurs du rapport Cp/Np qui sont faibles, représentant ainsi une forte biomasse hétérotrophe bactérienne, ou tout simplement une quantité importante de substances organiques labiles qui de toute façon traduit un excellent potentiel à l'hétérotrophie.

Il faudrait, face à ces résultats, admettre que le lac Nathalie est un système potentiellement plus hétérotrophe que la rivière Matamek (la valeur moyenne des concentrations du carbone particulaire pour le lac Nathalie étant supérieure, par un facteur de cinq à la valeur moyenne des concentrations du carbone particulaire pour la rivière Matamek). Les faibles valeurs des concentrations d'ATP confirmeraient ainsi la présence unique de populations autotrophes phytoplanctoniques (les concentrations de C-ATP étant à peu près équivalentes aux concentrations de C-Chlorophylle- α).

7.2.1 Chlorophylle- α vs Potentiel autotrophe

La figure 7.4 correspond à la mise en fonction de ces deux paramètres. Nous ne pouvons nous risquer à dissocier les dates où peuvent apparaître une croissance des concentrations de chlorophylle- α de la croissance concomitante du potentiel autotrophe, car les concentrations en chlorophylle- α

* Ce qualificatif rend pleinement l'importance des concentrations du carbone particulaire au lac Nathalie, car des concentrations du même type caractérisent généralement les effluents des usines de pâtes et papiers.

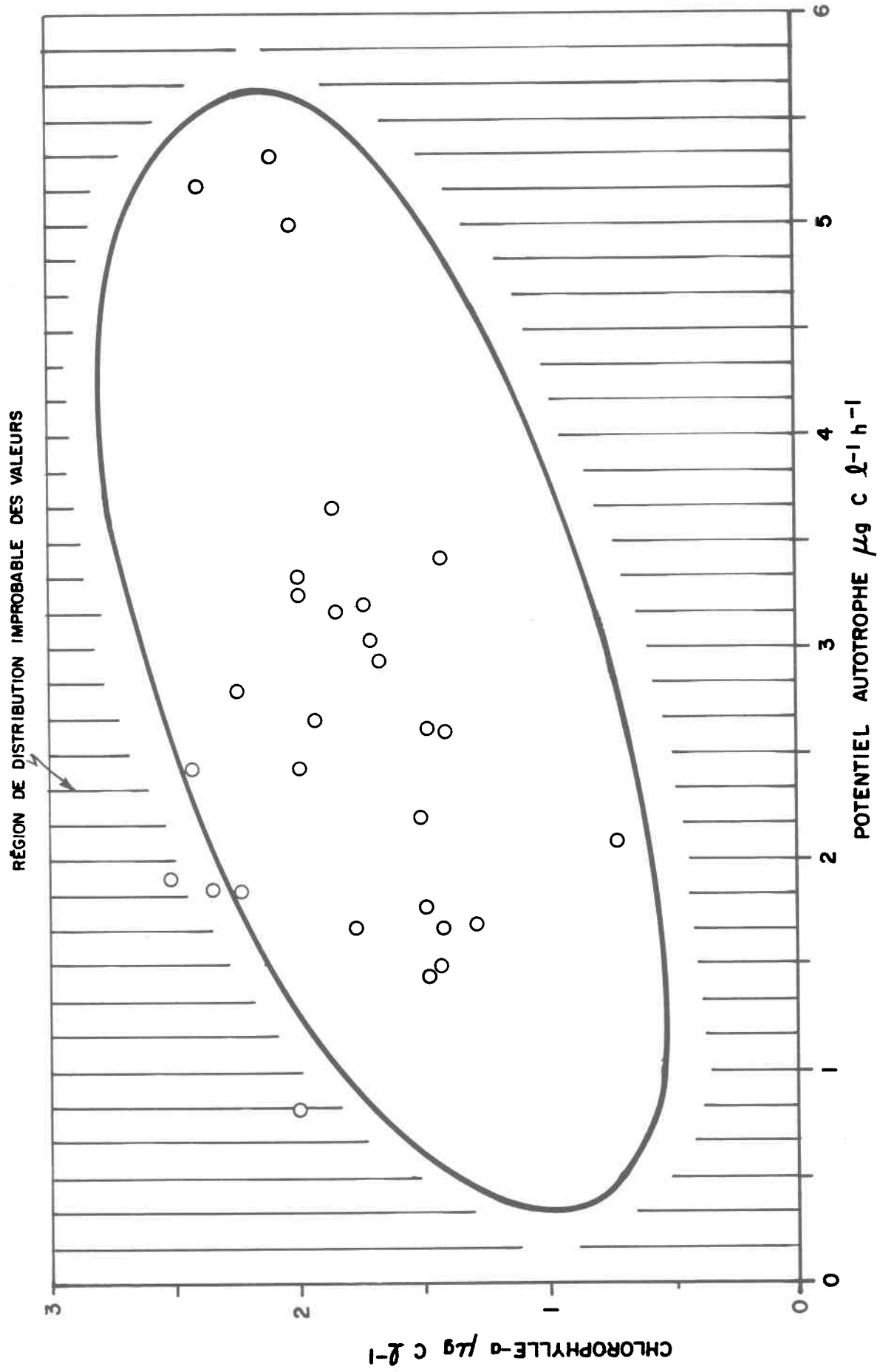


Figure 7.4. Chlorophylle-a vs potentiel autotrophe aux quatres stations du lac Nathalie .

des échantillons n'ont pas été corrigées pour leur teneur en phéopigments. Cette remarque rend aussi impossible la délimitation des périodes où une stagnation des populations phytoplanctoniques est suivie d'une décroissance du potentiel autotrophe. Il en est ainsi pour le phénomène de décroissance des groupes autotrophes qui est inévitablement accompagnée par une diminution marquée du potentiel autotrophe.

Nous pouvons noter que l'enveloppe des valeurs est exclue de la région de distribution improbable des valeurs, ce qui tend à confirmer les hypothèses formulées au cours du développement du modèle théorique, à savoir qu'il est impossible d'obtenir de fortes concentrations en chlorophylle- a si le potentiel autotrophe est faible et inversement.

Nous avons tenté en dernier lieu de voir s'il existait une certaine relation entre le potentiel autotrophe, représentant l'activité physiologique des populations phytoplanctoniques et le potentiel hétérotrophe correspondant aux populations bactériennes. La figure 7.5 montre la droite issue de cette combinaison. Le coefficient de corrélation de 0,44 (N=28) est significatif à 95%. Cette corrélation positive a aussi été trouvée par Tilzer (1972) mais elle est cependant plus faible (0,40). Cet exercice de corrélation tend à confirmer nos hypothèses émises lors de l'élaboration du modèle faisant la relation entre la production autotrophe et hétérotrophe (Figure 4.1).

Il est intéressant de constater que la majeure partie des points se situent au centre de la droite. Ces extrêmes (potentiel autotrophe élevé lorsque le potentiel hétérotrophe est faible et inversement) de production sont représentés par les valeurs situées totalement en dehors de la droite

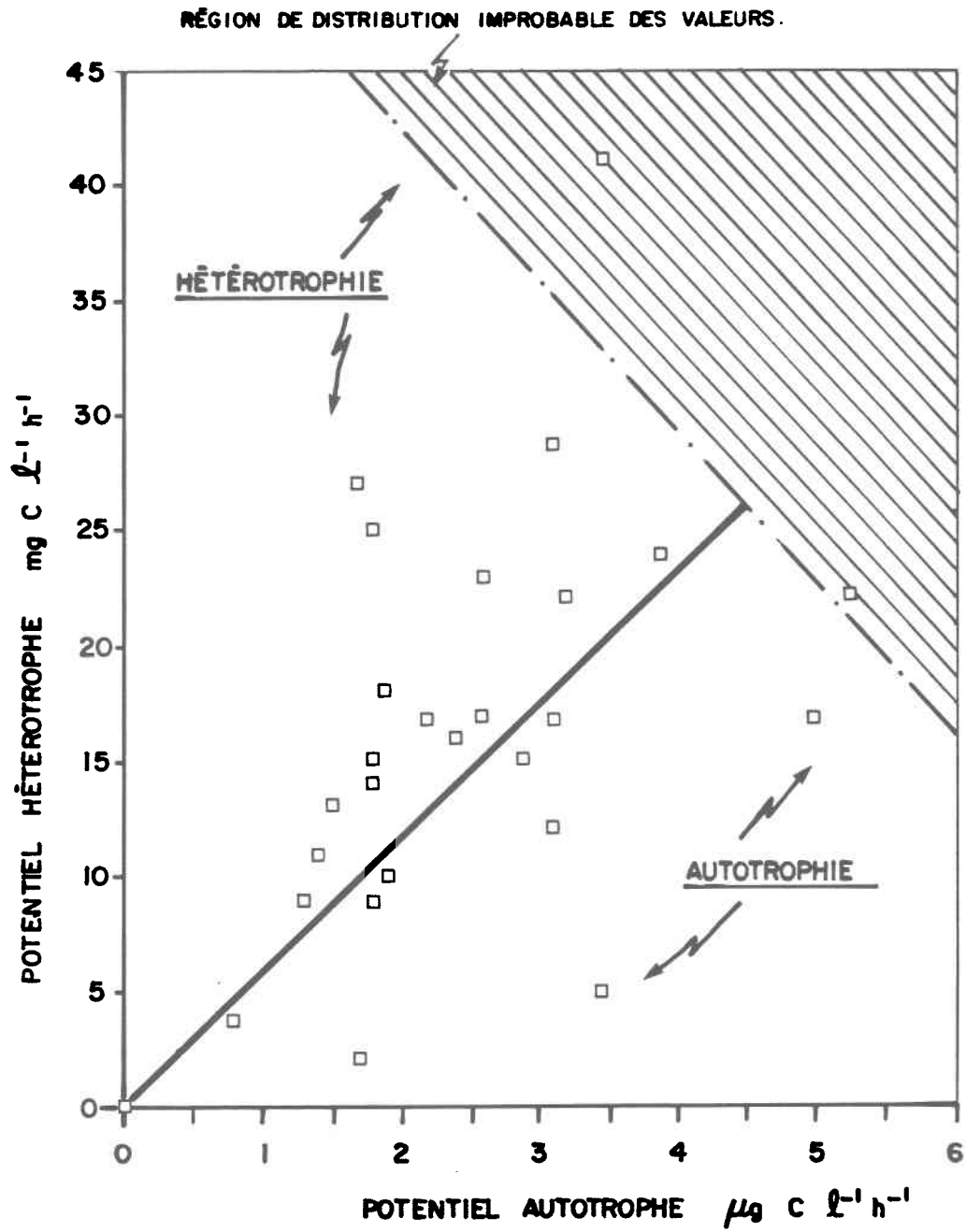


Figure 7.5. Régression faisant intervenir le potentiel hétérotrophe (ordonnée) et le potentiel autotrophe (abscisse) pour le lac Nathalie.

et ont été décrits théoriquement à la figure 4.1. La région centrale de cette droite (potentiel autotrophe et hétérotrophe relativement proportionnel) traduit très bien la zone de compatibilité de coexistence des deux modes de production qui a été dessinée à la figure 4.1.

CHAPITRE 8

CONCLUSION

8. Conclusion

L'avancement de la science ne peut se faire sans un sondage méthodique et rationnel de nouvelles techniques intellectuelles permettant une perception plus sensible et réaliste des intervenants rattachés à une étude scientifique. Nous avons, dans cette ligne de pensée, étudié en conditions naturelles l'ordre de grandeur de la production hétérotrophe face à la production autotrophe. Nous voulions aussi mettre en évidence la contribution des détritits en tant que substrat utilisable par les populations hétérotrophes.

Le sondage à priori des modèles conceptuels développés précédemment permet de tirer beaucoup d'informations des plus intéressantes. La combinaison graphique de paramètres et d'indices biologiques nous a permis de caractériser certains aspects de la production biologique en milieu lotique et lentique. Citons à titre d'exemple le modèle reliant les concentrations de [C-chlorophylle- α] à l'indice $([C - ATP] - [C\text{-chlorophylle-}\alpha])$ nous permettant d'estimer rapidement la biomasse bactérienne en milieu aquatique. Il en va de même pour la caractérisation quantitative et qualitative des détritits reflétés par l'indice $([Cp] - [C - ATP])$ lorsque mis en fonction de paramètres tels les phéopigments et le carbone particulaire.

Il aurait été intéressant de démontrer clairement et hors de tout doute que la production hétérotrophe pouvait être du même ordre de grandeur que la production autotrophe en milieu lacustre. Ce genre d'hypothèses nécessitait dès le départ des données précises et fiables. Face à la médiocrité des valeurs recueillies aux différentes campagnes d'échantillonnage, nous

sommes dans l'incapacité de déboucher sur une conclusion scientifiquement valable, pouvant classer les milieux lotiques et lentiques en systèmes hétérotrophes ou autotrophes.

Il est à noter que les valeurs des concentrations d'ATP, étaient indispensables pour réaliser l'étude. En effet, si ce paramètre biologique avait été analytiquement valable, il nous aurait été possible de valider les modèles primaires, de discuter en profondeur les conclusions obtenues et de pousser plus loin l'interprétation à l'aide des modèles secondaires.

Les modèles théoriques constituent le coeur de cet ouvrage et nous avons vu l'adéquation beaucoup plus comme un exercice pouvant attribuer un certain poids à la méthodologie de pensée développée dans la section 4.

Nous tenons à préciser que l'adéquation effectuée sur les modèles où il nous a été possible d'obtenir des données acceptables, a permis de percevoir les phénomènes discutés théoriquement.

Ce travail nous a sensibilisé aux problèmes inhérents à la cueillette d'échantillons en conditions naturelles et résume bien nos impressions sur la qualité et la limite des appareils d'analyse pour des systèmes fortement oligotrophes. Dans le but d'améliorer les études limnologiques faisant intervenir des combinaisons graphiques de paramètres et d'indices que nous qualifions de modèles conceptuels, nous recommandons que:

- ATP : Que ce paramètre soit traité avec beaucoup de prudence surtout si les valeurs proviennent de milieux oligotrophes.

Comme nous l'avons précédemment expliqué, la méthode d'analyse servant à déterminer les concentrations d'ATP semble être au point et sa représentativité de même que sa fiabilité ont été démontrées à maintes reprises. Les problèmes semblent associés à la technique d'extraction de ce co-enzyme. En effet, le "Triss bouillant"* ne permet pas une lyse totale des cellules bactériennes directement absorbées à l'intérieur des détritrus. Ce phénomène ne peut biaiser de façon appréciable le résultat des concentrations d'ATP provenant d'échantillons quantitativement riches en populations microhétérotrophes. Cependant cette remarque prendra toute son importance pour des eaux de type oligotrophe, où chaque cellule bactérienne peut apporter une contribution notable aux valeurs d'ATP. Nous suggérons finalement l'utilisation du DMSO** comme substance pouvant provoquer plus efficacement la lyse des cellules en solution.

- Carbone organique dissous:

Cette forme de carbone est au moins dix (10) fois plus importante, quantitativement, que son homologue particulaire. Il serait donc normal d'inclure un tel paramètre lorsque l'on désire étudier la productivité en milieu aquatique. Si nous avions eu la chance d'avoir en notre possession des données traduisant les concentrations de carbone organique dissous, nous aurions pu préciser davantage le potentiel à produire pour les populations hétérotrophes, que représente cette source énergétique.

* Trihydroxyaminométhane

** Diméthylsulfoxyde

- Apports allochtones :

Les apports énergétiques exogènes au système sont difficilement quantifiables. En effet, aucune technique de mesure ne peut donner une estimation assez précise de cet intrant, à cause de leur origine diffuse. Une quantification, même relative, de ces sources énergétiques pourrait orienter de façon définitive nos conclusions sur la possibilité d'avoir une production hétérotrophe du même ordre de grandeur que la production autotrophe.

Nous désirons finalement préciser qu'il est nécessaire de traiter avec grand soin et d'être fortement critique quant à l'interprétation de toutes les données provenant de systèmes aquatiques oligotrophes.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ALFVEN, H. (1976).

"La cosmologie: Mythe ou Science". Recherche, 7(69): 610-616.

ARTHUR, C.R. et F.H. RIGLER. (1967).

"A possible source of error in the ^{14}C method of measuring primary productivity". Limnol. Oceanogr., 12: 121-126.

AUSMUS, B.S. (1975).

"The use of A.T.P. assays in terrestrial decomposition studies". Bull. Ecol. Res. Comm., 17: 223-234.

BACHAND, C.A., FOURNIER, J.J., ANDRE, P., GODON, N. et RODRIGUEZ, F. (1978).

"Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande. Analyse des données, 1977". Rapport interne.

BANSE, K. (1977).

"Determining the carbon-to-chlorophyll ratio of naturel phytoplankton". Mar. Biol., 41: 199-212.

BERMAN, T. et R.W. EPPLY. (1974).

"The measurement of phytoplankton parameters in nature". Sci. Prog., Oxf. 61: 219-239.

BREZONICK, P.L., BROWN, F.X. et J.C. FOX. (1975).

"Application of A.T.P. to plankton biomass and bioassay studies". Water Research, 9(12): 155-162.

BURNISON, B.K. (1974).

"Microbioal A.T.P. studies". Centre canadien des Eaux Intérieures. Tech. rep. et comm. person.

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 (En voie de rédaction pour Environnement Canada).

CHEER, S., GENTILE, J.H. et C.S. HEGRE. (1974).

"Improved methods for A.T.P. analysis". Anal. Biochem., 60: 102-114.

CUMMINS, K.W. (1973).

"Trophic relations of aquatic insects". Ann. Rev. Entomol., 18: 183-206.

CUMMING, K.W., KLUNG, J.J., WETZEL, R.G., PETERSEN, R.C., SUBERKROPP, K.F., MANNY, B.A., WUYCHEEK, J.C. et F.O. HOWARD. (1972).

"Organic enrichment with leaf leachate in experimental lotic ecosystem". Bioscience, 22(12): 719-722.

DARNELL, R.M. (1964).

"Organic detritus in relation to secondary production in aquatic communities". Verh. Int. Ver. Limnol., 15: 462-470.

DE MARCH, L. (1975).

"Nutrient budgets for a high arctic lake (Char lake NWT)". Verh. Internat. Verein. Limnol., 19: 496-503.

DEYL, Z. (1961).

"Anaerobic fermentation". Sci. Pop. Inst. Chem. Technol. Prague, Technol. Water, 5(2): 131-234.

DILLON, P.J. et F.H. RIGLER. (1975).

"A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic stations". A. Fish. Res. Board Can., 32: 1519-1531.

DRABKOVA. V.G. (1965).

"Dynamic of the bacterial number, generation time, and production of bacteria in the water of a red lake". Mikrobiologiya, 34: 933-939.

EPPLY, R.W., HARRISON, W.G., CHISHOLM, S.W. et E. STEWART. (1977).

"Particulate organic matter in surface waters of Southern California and its relationship to phytoplankton". J. of Mar. Research, 35(4): 671-696.

FEE, E.J. (1976).

"The vertical and seasonal distribution of chlorophyll in lakes of the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario: Implications for primary production estimates". Limnol. Oceanogr., 21(6): 767-783.

FENCHEL, T. (1969).

"The ecology of marine microbenthos". IV. Structure and function of the benthic ecosystem, its chemical and physical factors and the microfauna communities with special reference to the ciliated protozoa. Ophelia 6: 1-182.

FISHER, S.G. et G.E. LIKENS. (1973).

"Energy flow in Bear Brook, New-Hampshire: An integrative approach to stream ecosystem metabolism". Ecological Monographs, 43: 421-439.

FLOODGATE, G.D. (1972).

"The mechanism of bacterial attachment to detritus in aquatic system". Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 29(Supp): 309-323.

FRENETTE, M., PLAMONDON, A., PETICLERC, J. et P. JULIEN (1975).

"Rapport sur les caractéristiques physiques de la rivière Matamek et de son bassin de drainage". Centreau, Rapport CRE-75-02, Université Laval, 47 pp.

GLOOSCHENKO, W.A., MOORE, J.E., MUNAWATA, M. et R.A. VOLLENWEIDER. (1974).

"Primary production in lakes Ontario and Erie: a comparative study". J. Fish. Res. Board Can., 31: 253-263.

GOLBSBY, R.A. (1967).

"Cells and energy". MacMillan Co. New-York, N.Y., p. 23.

GOLTERMAN, H.L. (1972).

"The role of phytoplankton in detritus formation". Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 29(Suppl): 89-103.

GOLTERMAN, H.L. (1975).

"Physiological limnology". Elsevier scientific publishing company. New York, N.Y. 489 p.

HALL, J.K. et K.D. HYATT. (1979).

"Marion Lake (IBP) from Bacteria to fish". J. Fish. Res. Board Can., 31(5): 893-911.

HEINLE, D.R., FLEMER, D.A., USTACH, J.F. et R.A. MURTAGH. (1974).

"Contributions of Tidal Wetlands to estuarine food chains". Tech. Rep. 29, Center for Environmental and Estuarine Studies, Univ. of Maryland.

HENRICI, A.T. (1937).

"Studies of freshwater bacteria. IV. Seasonal fluctuations of lake bacteria in relation to plankton production". J. Bact., 35: 129-139.

HOLME, N.A. et A.D. McINTYRE. (1971).

"Methods for the study of Marine Benthos". International Biological Programme F.A. Davis Company, 334 p.

HOLMES, R.W., WILLIAMS, P.M. et R.W. EPPLY. (1967).

"Red water in La Jolla Bay, 1964-1966". Limnol. Oceanogr., 12: 503-512.

HOLM-HANSEN, O. (1972).

"The distribution and chemical composition of particulate material in marine and freshwaters". Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 29(Suppl): 37-51.

HOLM-HANSEN, O. et C.R. BOOTH. (1966).

"The measurement of A.T.P. in the ocean and its ecological significance". Limnol. Oceanogr., 11(4): 510-519.

HOLM-HANSEN, O. et H.W. PAERL. (1972).

"The applicability of A.T.P. determination of microbial biomass and metabolic activity". Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 29(Suppl): 149-168.

HUTCHISON, G.E. (1957).

"A treatise on limnology. Part I: Geography, physics and chemistry". John Wiley and Sons Inc., New-York, N.Y. p. 1015.

HYNES, H.B.N. (1963).

"Imported organic matter and secondary productivity in streams". Proc. XXI Int. Cong. Zool., 4: 324-329.

HYNES, H.B.N., KAUSKIK, N.K., LOCK, M.A., LUSH, D.L., STOCKER, Z.S.J., WALLACE, R.R. et D.D. WILLIAMS. (1973).

"Benthos and allochthonous organic matter in streams". J. Fish. Res. Board Can., 31(5): 545-553.

JOHANNES, R.E. et M. SATOMI. (1967).

"Measuring organic matter retained by aquatic invertebrates". J. Fish. Res. Board Can., 24: 2467-2471.

JONES, H.G. et E. KEIGHAN. (1976).

"Concentration de l'A.T.P. dans les eaux du Golfe Saint-Laurent (en préparation).

JONES, H.G., BACHAND, C.A., COUTURE, P., FOURNIER, J.J., RODRIGUEZ, F. et L. TALBOT. (1977).

"Réseau de surveillance écologique: choix de paramètres pour le monitoring de la production microbiologique des eaux du territoire de la baie James, Québec". INRS-Eau, rapport scientifique no 75, 322 p.

KALFF, J. et H.E. WELCH. (1974).

"Phytoplankton production in Char Lake, a natural polar lakes and in Meretta Lake, a polluted Polar Lake, Cornwallis Island, Northwest Territories". J. Fish. Res. Board Can., 31: 621-636.

KARL, D.M. et P.A. LAROCHE. (1975).

"A.T.P. measurements in soil and marine sediments". J. Fish. Res. Board Can., 32: 599-607.

KUZNETSOV, S.I. (1959).

"Die Rolle der Mikroorganismen in Stoffkreislauf der Seen". VEB Deutscher Verl. Wissenschaften, Berlin, 301 p.

LAWRENCE, S.A. et I.W. WENTWORTH. (1973).

"Use of the heterotrophic activity technique as a measure of eutrophication". Environ. Pollut., 5: 59-72.

LEE, C.C., HARRIS, A.F., SYERO, J.K. et D.E. ARMSTRONG. (1971).

"ATP content of Selenastrum capricornicum". Applied Microbiol., 21: 957-958.

LEHNINGER, A.L. (1970).

"Biochemistry". Worth publishers, Inc., New York, N.Y. 833 p.

LINDEMAN, R.L. (1942).

"The trophic dynamic aspect of ecology". Ecology, 23: 399-418.

LORENZEN, D. (1967).

"Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations". Limnol. Oceanogr., 12(2): 343-346.

MARGALEF, R. (1956).

"Information y diversidad específica en las comunidades de organismos". Invest. Pesquera., 3: 99-106.

MARKER, A.F.H. et R.J.M. GUNN. (1977).

"The benthic algae of some streams in southern England". J. Ecol., 65: 223-234.

McCARTY, P.L. (1964).

"The methane fermentation". In H. Heukelekian and N.C. Dondero, eds. Principles and applications in aquatic microbiology. New York, N.Y. John Wiley and Sons, Inc. p. 314-343.

McELROY, W.D. et A. GREEN. (1956).

"Function of A.T.P. in the activation of luciferin". Arch. Biochem., Biophys., 64: 257-271.

MENZEL, D.W. (1967).

"Particulate organic carbon in the deep sea". Deep Sea Res., 14: 229-238.

NAIMAN, R.J. et J.R. SEDELL. (1979).

"Characterisation of particulate organic matter transported of some Cascade Mountain Streams". J. Fish. Res. Board. Can., 36: 17-31.

NORTHON, R. (1978).

"Evaluation de la productivité hétérotrophe secondaire bactérienne des eaux du territoire de la baie James par la méthode d'assimilation simultanée de D⁻³H-glucose et de ³⁵S-sulfate à l'obscurité". INRS-Eau, rapport pour SEBJ-Environnement, 70 p.

ODUM, H.T. (1971).

"Environment, power and society". John Wiley & Sons, INC., New York, N.Y. 331 p.

ODUM, E.P. et A.A. DE LA CRUZ. (1963).

"Detritus as a major component of ecosystems". Bull. Amer. Inst. Biol., Sci., 13: 39-40.

ODUM, W.E. et R.T. PRENTKI. (1978).

"Analysis of five North-American lake ecosystem. IV. Allochthonous carbon inputs". Verh. Internat. Verein. Limnol., 20: 574-580.

OLAH, J. (1972).

"Leaching, colonization and stabilization during detritus formation". Mem. Ist. Idrobiol., 29(Suppl): 105-127.

OLSEN, J.S. (1963).

"Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems". Ecology 44: 153-285.

OVERBECK, J. (1968).

"Prinzipulles zum vorkommen der bakterien im see". Mitt. int. Verein. theor. angew. Limnol., 14: 134-144.

OVERBECK, J. (1972).

"Distribution pattern of phytoplankton and bacteria microbial decomposition of organic matter and bacterial production in a eutrophic, stratified lake". 2. Kajok and A. Hillbricht - Ilkoeska (editors) Productivity problems of Freshwaters. Proc. IBP - Unesco, Symp. Kazimierz Dolny (Poland), 1970, pp. 227-237.

PAERL, H.W. (1978).

"Microbial organic carbon recovery in aquatic ecosystems". Limnol., Oceanogr., 23(5): 925-935.

PAERL, H.W. et C.R. GOLDMAN. (1972).

"Stimulation of heterotrophic and autotrophic activities of a planktonic microbial community by siltations at lake Tahoe, California". Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 29(Suppl): 129-147.

PAFFENHÖFER, G.A. (1978).

"Concentrations of particulate matter in the North Frisian Wassen Sea". Helgoländer wiss. Meeresunters., 31: 367-379.

PARSONS, T.R., K. STEPHENS et R.J. LE BRASSENS. (1969).

"Production studies in the Strait of Georgia, Part I. Primary production under the Fraser River plume, February to May, 1967". J. Exp. mar. biol., ecol., 3: 27-38.

POTAENKO, Ju. S. et T.M. MICHEEVA. (1969).

"The relationship between bacteria and phytoplankton". *Microbiologija*, 38: 722-727.

POTVIN, L., ROUSSEAU, L. et G. JONES. (1975).

"Projet de création de la réserve écologique du bassin de la rivière Matamek". INRS-Eau, rapport interne, 38 p.

RABINOWITCH, E.I. (1951).

"Photosynthesis and related processes", 2 (Part I) Spectroscopy and fluorescence of photosynthetic pigments, kinetics of photosynthesis". John Wiley, New York, N.Y., 605 p.

REED, E.B. (1971).

"Dissolved and particulate organic carbon in some Colorado waters". EPA project No. 16010, Washington, 80 p.

RICH, P.H. et R.G. WETZEL. (1978).

"Detritus in the lake ecosystem". *Amer. Natur.*, 112: 57-71.

ROBINSON, C.G.C. et L. BRANDT. (1975).

"The influence of temperature and bacterial numbers on the heterotrophic uptake of ^{14}C -glucose in West Blue Lake, Manitoba". *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19: 2616-2619.

RODINA, A.G. (1963).

"Microbiology of detritus of lakes". *Limnol. Oceanogr.*, 8: 388-393.

RODRIGUEZ, F. (1978).

"Production primaire". Dans: Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande. Rapport technique.

ROMANENKO, V.I. (1966).

"Microbial processes in the formation and breakdown of organic matter in the Rybinsk reservoir". Dans: B.K. Shtegman (Editeur), production and circulation of organic matter in Inland Waters. Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem, p. 137-158.

RUDD, J.W.M. et R.D. HAMILTON. (1973).

"Measurement of adenosine triphosphate (A.T.P.) in two precambrian shield Lakes of Northwest Ontario". J. Fish. Res. Board. Can., 30: 1537-1546.

RYTHER, J.H. et D.W. MENZEL. (1965).

"On the production, composition and distribution of organic matter in the western Arabian Sea". Deep Sea Res., 12: 199-209.

SAKAMOTO, M. (1966).

"Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth". Arch. Hydrological., 62: 1-28.

SAUNDERS, G.W. (1972).

"The transformation of artificial detritus in lake water". Mem. Int. Ital. Idrobiol., 29(Suppl): 261-288.

SAUNDERS, G.W. (1972).

"Summary of the general conclusions of the symposium". Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 29(Suppl): 533-540.

SAYLER, G.S. et C.M. GILMOUR. (1978).

"Heterotrophic utilization of organic carbon in aquatic environments". J. Environ. Qual., 7(3): 385-391.

SCHINDLER, D.W. et J.E. NIGHSWANDER. (1970).

"Nutrient supply and primary production in Clear lake, Eastern Ontario". J. Fish. Res. Board Can., 27: 2009-2036.

SCHMIDT, G.W. (1969).

"Vertical distribution of bacteria and algae in a tropic lake". *Int. Revue Ges., Hydrobiol., Hydrogr.*, 54: 791-797.

SOROKIN, Y.I. (1971).

"On the role of bacteria in the productivity of tropical oceanic waters". *Inter. Rev., Hydrob.*, 56: 1-48.

STEELE, J.H. et I.E. BAIRD. (1962).

"Further relations between primary production, chlorophyll and particulate carbon". *Limnol. Oceanogr.*, 6: 68-78.

STEEMANN NIELSEN, E. (1962).

"On the maximum quantity of plankton chlorophyll per surface unit of a lake or the sea". *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.*, 47: 333-338.

ST-JOHN, J.B. (1970).

"Determination of A.T.P. in chlorella with the luciferin - luciferase enzyme system". *Anal. Biochem.*, 37: 409-416.

SUTCLIFFE, W.H., ORR, E.A. et O. HOLM-HANSEN. (1976).

"Difficulties with A.T.P. measurements in inshore waters". *Limnol. Oceanogr.*, 21: 145-149.

TAKAHASHI, M., FUJII, K. et T.R. PARSONS. (1973).

"Simulation study of phytoplankton photosynthesis and growth in the Fraser River estuary". *Mar. Biol.*, 19: 102-116.

TILZER, M. (1972).

"Bacterial productivity of a high-mountain lake". *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 18: 188-196.

UEHLINGER, V. (1964).

"Etude statistique des méthodes de dénombrement planctonique". *Arch. Sciences, Genève*, 17: 121-123.

UTERMOHL, H. (1958).

"Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplanktommethodik". Mitt. d'Internat. Vereinig. f. Limnologie, 9: 1-38.

VANNOTE, R.L. (1969).

"Detrital consumers in naturel systems". Dans: The stream ecosystem, Institute of water research, Boston, Technical Report No 7, p. 20-23.

WANGRESKY, P.J. (1974).

"Particulate organic carbon, sampling variability". Limnol. Oceanogr., 19: 980-984.

WANGERSKY, P.J. (1977).

"The role of particulate matter in the productivity of surface waters". Helgoländer wiss. Meeresunters., 30: 546-564.

WETZEL, R.G. (1964).

"A comparative study of the primary productivity of higher aquatic plants, periphyton and phytoplankton in a large shallow lake. Int. Rev. ges. Hydrobiol., 49: 1-64.

WETZEL, R.G. (1975a).

"Limnology". W.B. Saunders Company Philadelphia, Pa. 743 p.

WETZEL, R.G. (1975b).

"Primary production". Dans: River Ecology, studies in Ecology. Vol. 2, Blackwell, Whitton, B.A. Scientific Publications, Oxford, p. 230-245.

WETZEL, R.G., RICH, P.H., MILLER, M.C. et H.L. ALLEN. (1972).

"Metabolism of dissolved and particulate detrital carbon in a temperate hard-water lake". Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 29(Suppl): 185-243.

WRIGHT, R.T. et J.E. HOBBIE. (1966).

"Use of glucose and acetate by bacteria and algae in aquatic ecosystem". Ecology, 47: 447-464.

YENTSCH, CH.S. (1967).

"The measurements of chloroplastic pigments thirty years of progress".
Proc. IBP-Symp. Amsterdam - Newu- Wersluis, 1966, p. 255-270.

ZOBELL, C.E. (1973).

"Microbial biogeochemistry of oxygen". Moscow, Tipografiia Izdatel'stva
Sovetskce Radio, p. 3-76.

Annexe 1

Détermination de la concentration en
chlorophylle- α et en phéopigments

Annexe 1Détermination de la concentration en chlorophylle-*a* et en phéopigments

Il existe un nombre considérable d'hypothèses de travail et d'étapes à franchir entre la récolte d'un échantillon et l'obtention de données permettant d'obtenir des résultats sur la biomasse phytoplanctonique à partir de l'étude de pigments chlorophylliens, que nous résumons rapidement:

- prélèvement de l'échantillon par intégration de la colonne d'eau;
- filtration de l'échantillon (1 l.) sur filtre Whatman GF/C, addition de $MgCO_3$ (\pm 1 ml);
- conservation de l'échantillon au froid et à la noirceur;
- extraction des pigments chlorophylliens à l'acétone 90% (6 ml);
- lecture des valeurs par spectrophotométrie sans et avec HCl 1N;
- calculs de la concentration par densités optiques qui est variable selon l'analyse des phéopigments ou de la chlorophylle-*a* (zones d'absorptions variables dans le spectre lumineux).

ANNEXE 2

Détermination du potentiel autotrophe

Annexe 2

Détermination du potentiel autotrophe

La détermination du potentiel autotrophe d'une eau consiste à mesurer, durant une période d'incubation courte et à la lumière, le taux d'assimilation, par le phytoplancton de bicarbonate marqué au carbone-14. Ces mesures furent effectuées en quintuple dans des conditions expérimentales de température et de lumière contrôlées. La température était voisine de celle de l'eau lors de l'échantillonnage, tandis que l'intensité lumineuse était toujours de 10 000 lux. La période d'incubation était de 4 heures. Des expériences témoins furent réalisées simultanément en quadruple et à l'obscurité, en maintenant inchangées les autres conditions expérimentales.

Après la période d'incubation, les échantillons étaient acidifiés (pH < 2) afin de bloquer toute activité biologique subséquente et agités durant une nuit (12 heures) afin de laisser échapper le bicarbonate non assimilé. Cette technique de séparation remplace la séparation par filtration qui est plus laborieuse et susceptible d'entraîner des erreurs supplémentaires. On comptait alors, par scintillation liquide, le bicarbonate assimilé. Deux standards étaient également préparés afin de déterminer l'activité ajoutée et l'efficacité du comptage radioactif.

ANNEXE 3

Détermination du potentiel hétérotrophe

Annexe 3

Détermination du potentiel hétérotrophe

La détermination du potentiel hétérotrophe consiste à mesurer, durant une période d'incubation courte et à la noirceur, le taux d'assimilation par le plancton, de glucose marqué au carbone-14.

Les témoins du potentiel autotrophe servent à effectuer ces mesures. En effet, l'assimilation de glucose à la noirceur comprend toutes les assimilations autres que photosynthétique (assimilation hétérotrophe, absorption chimique sur les particules et les filtres). Des expériences témoins furent réalisées simultanément, en double, dans les mêmes conditions expérimentales à l'exception près qu'ils étaient acidifiés au début de l'incubation; bloquant ainsi toute assimilation hétérotrophe pour ne comprendre que l'absorption chimique. Comme pour le potentiel autotrophe, l'excès de glucose marqué était libéré durant une nuit d'agitation et le comptage se faisait par scintillation liquide. Les standards étaient aussi les mêmes que ceux préparés pour le potentiel autotrophe.

ANNEXE 4

Détermination des concentrations d'ATP

Annexe 4

Détermination des concentrations d'ATP

L'échantillon d'eau du lac (250 ml) est filtré par l'utilisation d'une succion (0.5 Kg/cm^2) à travers un filtre millipore de 0.45μ . Le filtre est immédiatement immergé dans une solution de "Triss" bouillant (5 ml, 95°C) dans une éprouvette à vide. L'éprouvette est ensuite fermée hermétiquement et gardée au froid (-20°C) jusqu'au moment de la détermination du contenu en ATP.

La mesure de l'ATP est effectuée à l'aide du complexe luciférine - luciférase qui réagit avec l'ATP en produisant une émission lumineuse dans la région entre 560μ et 580μ .

La bioluminescence est mesurée à l'aide d'un photomètre JBR modèle 200. On peut au moyen de cet appareil, mesurer l'intensité lumineuse à un temps donné ou encore intégrer la quantité de lumière émise pendant 10 ou 60 secondes.

Une quantité de 0.5 ml de la solution d'enzyme (0.25 g/75 ml de tampon "Triss") a été introduite dans une fiole à scintillation, agitée afin de disperser la solution au fond de la fiole, et insérée dans la chambre à réaction du photomultiplicateur. Cette procédure donne le bruit de fond de l'appareil et de l'enzyme seul. La fiole a été retirée de la chambre, 0.3 ml de la solution à analyser a été ajouté et subséquemment agité. Le résultat réel est obtenu en soustrayant la valeur du bruit de fond de la valeur totale.

ANNEXE 5

Détermination des concentrations d'azote et de
carbone particulaire

Annexe 5

Détermination des concentrations d'azote et de carbone particulaire

Les quantités de carbone et d'azote particulaire sont mesurées à l'aide d'un appareil de chromatographie en phase gazeuse de marque Hewlett-Packard, 195B. L'échantillon (filtre dans la matière particulaire) subit une combustion à haute température (700°C); l'azote et le carbone contenus sous forme organique sont amenés à des états d'oxydations appropriés (N_2 , CO_2). Les produits de la combustion sont confinés dans une chambre jusqu'à ce que la réaction soit complète (cycle de 20 sec.); ils sont ensuite acheminés vers un système chromatographique où ils seront séparés avant d'être mesurés quantitativement. On utilise l'hélium (He) comme gaz vecteur. La détermination se fait grâce à un détecteur à conductivité thermique qui donne un signal proportionnel à la concentration de chaque substance. La calibration de l'appareil est réalisée avec l'utilisation des quantités connues de cyclohexanone - 2,4 dinitrophényl hydrozone (51.79% C, 20.14% N).