

**Record Number:** 750

**Author, Monographic:** Jones, H. G.//Bachand, A.//Couture, P.//Fournier, J. J.//Rodriguez, F.  
Talbot, L.

**Author Role:**

**Title, Monographic:** Réseau de surveillance écologique : choix de paramètres pour le  
monitoring de la production microbiologique des eaux douces du territoire de la  
Baie-James, Québec

**Translated Title:**

**Reprint Status:**

**Edition:**

**Author, Subsidiary:**

**Author Role:**

**Place of Publication:** Québec

**Publisher Name:** INRS-Eau

**Date of Publication:** 1977

**Original Publication Date:**

**Volume Identification:**

**Extent of Work:** xxiii, 322

**Packaging Method:** pages

**Series Editor:**

**Series Editor Role:**

**Series Title:** INRS-Eau, Rapport de recherche

**Series Volume ID:** 75

**Location/URL:**

**ISBN:** 2-89146-073-1

**Notes:** Rapport annuel 1976-1977

**Abstract:** Rapport rédigé pour la Société d'Énergie de la Baie-James  
50.00\$

**Call Number:** R000075

**Keywords:** rapport/ ok/ dl

Réseau de surveillance écologique: choix de  
paramètres pour le monitoring de la production  
microbiologique des eaux douces du territoire  
de la baie James, Québec

INRS-Eau  
Université du Québec  
C.P. 7500, Sainte-Foy  
Québec G1V 4C7

RAPPORT SCIENTIFIQUE No 75  
1977

Rapport rédigé pour  
la Société d'énergie de la baie James

par

H.G. Jones, A. Bachand, P. Couture, J.J. Fournier,  
F. Roriguez, L. Talbot

ISBN 2-89146-073-1  
DEPOT LEGAL 1977

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

© 1977 - Institut national de la recherche scientifique

## RESUME

Suite à des rencontres, impliquant des représentants de la Société d'énergie de la baie James (SEBJ-environnement), de Dessau Environnement et des représentants de l'Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau), on a élaboré, au début du mois de mars 1976, un plan d'action permettant l'étude, soit en laboratoire soit "in situ" des paramètres intimement reliés avec la production microbiologique du milieu aquatique. Ceci dans le but précis de choisir les paramètres qui pourraient mieux suivre l'évolution de la production microbiologique du réservoir LG2 après la mise en eau.

C'est dans cette optique que furent entreprises des études de la production des eaux du lac Nathalie comme lieu d'expérimentation de base. Différentes techniques telles:

- 1- ATP, carbone et azote particulaire;
- 2- Potentiel de fertilité;
- 3- Chlorophylle-a et dénombrement cellulaire des algues;
- 4- Potentiel autotrophe et potentiel hétérotrophe.

furent préalablement sélectionnées afin d'évaluer leur aptitude à suivre l'évolution de la production biologique (autotrophe et hétérotrophe) du milieu.

La synthèse globale des travaux de tous les paramètres cités

ci-haut se situe uniquement au niveau d'une comparaison entre les paramètres selon les critères décrits dans le chapitre 1; le facteur de normalisation qui a permis une telle comparaison est un échantillonnage commun des organismes microbiologiques du lac Nathalie sur le territoire de la baie James pendant l'été 1976. Cette synthèse n'a pas pour objectif l'acquisition des connaissances biophysiques très approfondies sur l'évolution de la production microbiologique du lac Nathalie. Néanmoins, une partie de cette synthèse touche quelques aspects du comportement de la production biologique pour préciser la signification des paramètres.

Enfin la structure du rapport final est une intégration des rapports sectoriels liés par une introduction, une méthodologie globale, une brève synthèse des travaux et un choix de paramètres.

#### Mots-clé:

Réseau, surveillance, écologie, baie de James, production, biologique, microbiologique, aquatique, lac Nathalie, paramètre.  
micr

#### Références:

JONES, H.G., BACHAND, A., COUTURE, P., FOURNIER, J.J., RODRIGUEZ, F. et TALBOT, L. (1977).  
"Réseau de surveillance écologique: choix de paramètres pour le monitoring de la production microbiologique des eaux douces du territoire de la baie de James, Québec". INRS-Eau, *rapport scientifique* No. 75, 322 p. (Pour la Société d'énergie de la baie de James).

## TABLE DES MATIERES

	<u>PAGES</u>
RESUME	i
TABLE DES MATIERES	iii
LISTE DES TABLEAUX	ix
LISTE DES FIGURES	xiii
RECOMMANDATIONS	xvii
PREAMBULE	xxi
 <u>CHAPITRE 1 - Introduction et problématique globale de l'étude par H.G. Jones</u>	
1 - INTRODUCTION	3
1.1 Apports allochtones de substances nutritives	4
1.2 Production primaire et para-primaire	5
1.3 Problématique de choix de paramètres et méthodologie des mesures de production biologique dans un réseau de surveillance	7
1.4 Problématique de la méthodologie d'échantil- lonnage pour les mesures de biomasse et de productivité	17
1.5 Critères déterminants dans le choix des paramètres pour suivre l'évolution de la production microbiologique du réservoir LG2	20
1.6 Références bibliographiques	23

CHAPITRE 2 - Description du lac Témoin (Nathalie) et méthodologie d'échantillonnage par A. Bachand, J.J. Fournier et J.L. Fréchette

2.1	Lac Nathalie	27
2.1.1	Géologie	27
2.1.2	Climatologie	28
2.1.3	Morphologie du lac	29
2.1.4	Hydrologie	29
2.1.5	Régime thermique	30
2.1.6	Physico-chimie	32
2.2	Echantillonnage	33
2.2.1	Prélèvements dans la zone photique	34
2.2.2	Prélèvements dans la zone profonde	35
2.2.3	Transport et conservation des échantillons	36

CHAPITRE 3 - Chlorophylle "a" par F. Rodriguez

3.1	Introduction	45
3.2	Problématique	46
3.3	Méthodologie	48
3.4	Résultats et discussions	50
3.5	Conclusion	53
3.6	Références bibliographiques	61

CHAPITRE 4 - Dénombrement cellulaire des algues par F. Rodriguez

4.1	Introduction	65
4.2	Problématique	66
4.3	Méthodologie	67

4.4	Résultats et discussions	68
4.4.1	Nombre d'individus et espèces	68
4.4.2	Fluctuations de la densité du phyto- plancton de surface	69
4.4.3	Successions et composition spécifique du phytoplancton de surface	70
4.4.4	Variations de l'indice de diversité D' de Margalef	76
4.4.5	Comparaison des résultats avec ceux d'autres eaux oligotrophes	80
4.5	Conclusion	82
4.6	Références bibliographiques	114

CHAPITRE 5 - Potentiel autotrophe et potentiel hétérotrophe par  
L. Talbot

5.1	Introduction	119
5.1.1	Le mandat de Dessau Environnement Ltée dans le cadre de l'étude	119
5.1.2	Formation, entraînement et surveillance	120
5.2	Problématique	120
5.2.1	Production autotrophe	121
5.2.2	Production hétérotrophe	132
5.3	Méthodologie	136
5.3.1	Potentiel autotrophe - Assimilation de bicarbonate à la lumière	136
5.3.2	Production hétérotrophe - Assimilation de bicarbonate à la noirceur	138
5.3.3	Production hétérotrophe - Incorporation de sulfate à la noirceur	139
5.3.4	Potentiel hétérotrophe - Incorporation de glucose à la noirceur	140
5.4	Résultats et discussions	140
5.4.1	Potentiel autotrophe	141
5.4.2	Production hétérotrophe - Assimilation de bicarbonate à la noirceur	144

5.4.3	Production hétérotrophe - Incorporation de sulfate à la noirceur	146
5.4.4	Potentiel hétérotrophe - Incorporation de glucose à la noirceur	149
5.5	Conclusion	153
5.6	Références bibliographiques	165

## CHAPITRE 6 - ATP, C, N particulaire par H.G. Jones

6.1	Introduction	171
6.1.1	Définition de l'ATP	171
6.1.2	Historique du développement de la méthode	171
6.2	La problématique de la mesure de l'ATP et sensibilité	175
6.2.1	Concentration "naturelle" de l'ATP et sensibilité de la méthode de mesure	175
6.2.2	Filtration et concentration des organismes avant l'extraction de l'ATP	177
6.2.3	Extraction et conservation de l'ATP des organismes	179
6.2.4	Interférence de la mesure de l'ATP avec des composés intra et extracellulaires des microorganismes	180
6.2.5	Facteur de conversion ATP-biomasse (C), les états physiologiques des microorganismes et les populations des échantillons naturels	181
6.2.6	Les rapports ATP/Carbone particulaire (Cp) et la signification de ses valeurs dans les écosystèmes naturels	184
6.2.7	Mesure d'ATP et détermination du rapport C:N particulaire : leur signification dans les écosystèmes naturels	188
6.3	Méthodologie	193
6.3.1	Filtration de l'échantillon d'eau	193
6.3.2	La mesure de l'ATP	193
6.3.3	Mesures de C et N particulaire	195

6.4	Résultats et discussions	196
6.4.1	Distribution temporelle et spatiale de l'ATP	196
6.4.2	Distribution temporelle et spatiale de C et N particulaire	197
6.4.3	ATP, coefficient de variation	198
6.4.4	C particulaire et N particulaire	204
6.4.5	Rapport ATP:Cp et rapport C:N particulaire	205
6.5	Conclusion	208
6.5.1	ATP	208
6.5.2	Les rapports ATP/Cp et Cp/C:N particulaire	209
6.6	Références bibliographiques	244

## CHAPITRE 7 - Le potentiel de fertilité par P. Couture

7.1	Introduction	251
7.2	Problématique	254
7.2.1	Substances nutritives	256
7.2.2	Substances toxiques	258
7.2.3	Problèmes d'interprétation vis-à-vis le milieu	258
7.2.4	Possibilité de la technique	260
7.2.5	Précision de la technique	261
7.2.6	Sensibilité	262
7.3	Méthodologie	266
7.3.1	Prélèvements	266
7.3.2	Techniques de caractérisation	266
7.3.3	Potentiel de fertilité	267
7.4	Résultats et discussions	276
7.4.1	Potentiel de fertilité	276
7.4.2	Indices d'enrichissement	280
7.4.3	Facteur limitatif	281
7.4.4	Toxicité	286
7.4.5	Dosage biologique du phosphore	288

7.5 Conclusion	289
7.6 Références bibliographiques	306

CHAPITRE 8 - Synthèse par H.G. Jones

8.1 Généralités	311
8.2 Choix des paramètres pour le réseau de surveillance	312
8.3 Conclusion	318

## LISTE DES TABLEAUX

		<u>PAGES</u>
1.1	Choix des paramètres pour la production microbiologique des eaux de la baie James.	22
2.1	Données morphométriques du lac Nathalie.	37
2.2	Résultats de l'analyse physico-chimique: moyenne ( $\bar{X}$ ) aux différentes stations en considérant toutes les valeurs de juin à octobre 1976.	38
3.1	Différentes étapes pour la détermination des pigments chlorophylliens. A) Démarche suivie lors de notre étude; B) D'autres variantes possibles; C) Auteurs à consulter.	56
3.2	Test sur les différences entre des mesures appariées.	57
3.3	Valeur de la biomasse phytoplanctonique calculée pour chaque date et pour chaque station d'échantillonnage du lac Nathalie. Les résultats sont donnés en $\mu\text{g}/\ell \approx \text{mg}/\text{m}^3$ de chlorophylle "a" contenue dans une colonne d'eau de 8 mètres mesurée depuis la surface.	58
4.1	Étapes de préparation et sources d'erreurs possibles de la méthode d'Utermöhl d'après Uehlinger (1964).	84
4.2	Phytoplancton de la station SB-018 du lac Nathalie. Nombre de cellules par litre aux différentes dates d'échantillonnage de 1976.	85
4.3	Phytoplancton de la station SB-017 du lac Nathalie. Nombre de cellules par litre aux différentes dates d'échantillonnage de 1976.	91

4.4	Phytoplancton de la station SB-909 du lac Nathalie. Nombre de cellules par litre aux différentes dates d'échantillonnage de 1976.	97
4.5	Phytoplancton de la station SB-016 du lac Nathalie. Nombre de cellules par litre aux différentes dates d'échantillonnage de 1976.	103
4.6	Valeurs de l'indice de diversité D' (en bits/cellule) calculé pour les 4 stations SB-018, SB-017, SB-909 et SB-016 de juin à octobre 1976 au lac Hélène.	109
5.1	Assimilation autotrophe de CO <sub>2</sub> (ug C l <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> ) selon une base hebdomadaire.	155
5.2	Production hétérotrophe de carbone (ug C l <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> ) calculée à partir des mesures d'assimilation de bicarbonate à la noirceur, selon une base hebdomadaire.	156
5.3	Production hétérotrophe de carbone (ug C l <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> ) calculée à partir des mesures d'incorporation de sulfate selon une base hebdomadaire.	157
5.4	Incorporation hétérotrophe de glucose (ng C l <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> ) selon une base hebdomadaire.	158
5.5	Variations journalières et diurnes de la production autotrophe et hétérotrophe.	160
6.1x	Mode de traitement des échantillons d'eau et coefficients de variation des mesures d'ATP.	201
6.1i	i) Limite de détection de la technique utilisée (bioluminescence) et coefficient de variation (CV) des mesures d'ATP obtenues à partir d'une préparation pure.	210

6.2	Concentration d'ATP mesurée dans divers organismes (monoculture de laboratoire.	211
6.3	Tableau des résultats de ATP selon une base hebdomadaire.	216
6.4	Tableau des résultats C-ATP/C <sub>p</sub> selon une base hebdomadaire.	217
6.5	Tableau des résultats selon une base journalière pour la semaine intensive.	218
6.6	Tableau des résultats C <sub>p</sub> selon une base hebdomadaire.	219
6.7	Tableau des résultats C:N selon une base hebdomadaire.	220
6.8	Tableau des résultats C:N selon une base hebdomadaire.	221
7.1	Potentiel de fertilité et coefficient de variation: prélèvements bimensuels.	291
7.2	Potentiel de fertilité et coefficient de variation: prélèvements spéciaux.	292
7.3	Potentiel de fertilité et indice d'enrichissement, prélèvements spéciaux: variabilité journalière et diurne.	293
7.4	Incidence observée des indices d'enrichissement: prélèvements bimensuels.	294
7.5	Coefficient de stimulation de croissance aux ajouts d'azote (N), de phosphore (P) et du mélange azote + phosphore (NP): prélèvements bimensuels.	295

7.6	Potentiel de fertilité des échantillons d'eau enrichis d'EDTA(E) et du mélange des $\mu$ -éléments (M): prélèvements bimensuels.	296
7.7	Potentiel de fertilité anticipé et potentiel de fertilité mesuré: PFTp et PFTpt vs PF.	297
7.7a	Potentiel de fertilité anticipé et potentiel de fertilité mesuré: PFTn et PFTnt vs PF.	298
7.8	Potentiel de fertilité des échantillons d'eau enrichis du mélange azote + phosphore.	299
7.9	Potentiel de fertilité des échantillons d'eau enrichis avec différentes concentrations du mélange NP.	300
8.1	Résumé des critères quantitatifs des paramètres de la production microbiologique. Campagne d'été 1976.	320
8.2	Résumé des critères qualitatifs et pondération globale des paramètres de la production microbiologique des eaux de la baie James.	321

## LISTE DES FIGURES

	<u>PAGES</u>
2.1 Localisation du secteur d'études écologiques.	39
2.2 Lac Nathalie bathymétrie.	40
2.3 Evolution de la température de l'eau à la station SB 909 en fonction de la profondeur de mai à octobre 1976.	41
2.4 Localisation des stations.	42
3.1 Variation de la biomasse phytoplanctonique à chacune des 4 stations d'échantillonnage du lac Nathalie de mi-juin à mi-octobre.	59
3.2 Variations spatio-temporelle de la biomasse phytoplanctonique du lac Nathalie.	60
4.1 Phytoplancton des 4 stations SB-018, SB-017, SB-909 et SB-016 du lac Nathalie. Nombre total de cellules par litre aux différentes dates d'échantillonnage.	110
4.2 Densité relative (%) des groupes taxonomiques du phytoplancton total de la station SB-909 du lac Nathalie en 1976.	111
4.3 Densité relative (5) des groupes taxonomiques du phytoplancton total de la station SB-016 du lac Nathalie en 1976.	111
4.4 Densité relative (%) des groupes taxonomiques du phytoplancton total de la station SB-018 du lac Nathalie en 1976.	112
4.5 Densité relative (5) des groupes taxonomiques du phytoplancton total de la station SB-017 du lac Nathalie en 1976.	112

4.6	Variations de l'indice de diversité D' (en bits/cellule) à chacune des stations d'échantillonnage du phytoplancton de surface au lac Nathalie, de la mi-juin à la mi-octobre 1976.	113
5.1	Assimilation autotrophe de CO <sub>2</sub> .	161
5.2	Production hétérotrophe de carbone calculée à partir des mesures d'assimilation de bicarbonate à la noirceur.	162
5.3	Incorporation hétérotrophe de glucose.	163
5.4	Incorporation hétérotrophe de glucose.	164
6.1	Schématisation du comportement des détritiques (<1μ) et des paramètres C <sub>p</sub> et C:N.	222
6.2	Evolution d'ATP dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.	223
6.3	Evolution d'ATP dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.	224
6.4	Evolution d'ATP dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.	225
6.5	Evolution d'ATP dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.	226
6.6	Evolution d'ATP dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.	227
6.7	Evolution de C particulaire dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.	228
6.8	Evolution de C particulaire dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.	229

6.9	Evolution de C particulaire dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.	230
6.10	Evolution de C particulaire dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.	231
6.11	Evolution de N particulaire dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.	232
6.12	Evolution de N particulaire dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.	233
6.13	Evolution de N particulaire dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.	234
6.14	Evolution de N particulaire dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.	235
6.15	Rapport ATP ( $>0.45\mu$ )/C particulaire ( $>1\mu$ ) dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.	236
6.16	Rapport ATP ( $>0.45\mu$ )/C particulaire ( $>1\mu$ ) dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.	237
6.17	Rapport ATP ( $>0.45\mu$ )/C particulaire ( $>1\mu$ ) dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.	238
6.18	Rapport ATP ( $>0.45\mu$ )/C particulaire ( $>1\mu$ ) dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.	239
6.19	Rapport C:N pour la matière particulaire ( $>1\mu$ ) dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.	240
6.20	Rapport C:N pour la matière particulaire ( $>1\mu$ ) dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.	241
6.21	Rapport C:N pour la matière particulaire ( $>1\mu$ ) dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.	242

6.22	Rapport C:N pour la matière particulaire (>1 $\mu$ ) dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.	243
7.1	Mesures du potentiel de fertilité obtenues pour différentes concentrations du milieu PAAP dans différents laboratoires (EPA, 1971a).	301
7.2	Mesures du potentiel de fertilité obtenues pour différentes concentrations du milieu PAAP dans différents laboratoires (EPA, 1971a).	302
7.3	Identification des différentes voies analytiques: fréquence prévue et fréquence réalisée.	303
7.4	Méthode des ajouts dosés: exemple d'une détermination d'une faible concentration de phosphore disponible.	304
7.5	Situation dans le temps des mesures du potentiel de fertilité par rapport à une norme d'enrichissement.	305
8.1	Intégration des paramètres de la production microbiologique dans le réseau de surveillance.	322

## RECOMMENDATIONS



Suite aux résultats de l'été 1976 et notre méthodologie de travail nous recommandons:

- 1) qu'une synthèse de type fondamental des données du lac Nathalie soit entreprise pour qu'on puisse mieux comprendre les mécanismes qui gouvernent la production micro-biologique du milieu;
- 2) que la SEBJ adopte les paramètres suivants pour le réseau de surveillance
  - 2.1) chlorophylle-a - par la méthode de fluorescence corrigée pour la présence de phaeophytine;
  - 2.2) potentiel autotrophe - par la méthode d'incorporation de  $^{14}\text{C}$  ( $\text{H}^{14}\text{CO}_3$ ) comme décrit dans la section 5; ceci en utilisant les mesures concomitantes ( $\text{H}^{14}\text{CO}_3$ ) "in situ" pour établir un facteur de conversion entre la production mesurée en laboratoire et la production réelle du milieu.
- 3) que la SEBJ adopte comme paramètre de transition le potentiel hétérotrophe par la méthode de glucose- $^{14}\text{C}$  comme décrit dans la section 5.
- 4) que la SEBJ développe des paramètres suivants pour leur intégration dans le réseau de surveillance à partir de l'été 1978:

- 4.1) production hétérotrophe par la méthode d'incorporation de  $^{35}\text{S}$  ( $\text{SO}_4^{=}$ ). Ce paramètre doit remplacer le paramètre de transition - potentiel hétérotrophe (glucose- $\mu$ - $^{14}\text{C}$ ) dans le réseau de surveillance à partir de juin 1978.
  - 4.2) ATP par la méthode de bioluminescence (luciferine-luciferase)
- 5) que la SEBJ rejette les paramètres suivants pour suivre la production microbiologique du milieu:
- 5.1) dénombrement des algues;
  - 5.2) production hétérotrophe par l'incorporation de  $^{14}\text{C}$  ( $\text{H}^{14}\text{CO}_3$ );
  - 5.3) carbone, azote particulaire;
  - 5.4) potentiel de fertilité.
- 6) que la SEBJ adopte le paramètre de potentiel de fertilité comme une mesure biotique du niveau d'enrichissement des eaux.
- 7) que la SEBJ suive le niveau trophique des réservoirs par la production autotrophe (PA) et production hétérotrophe (PH) et l'efficacité de la production par le paramètre P/B décrit dans les sections 1 et 8.

## PREAMBULE

Au niveau de l'environnement aquatique, l'utilisation d'indicateurs biologiques apporte une meilleure compréhension des phénomènes qui en contrôlent et en caractérisent la production. Toute une gamme d'indicateurs, largement discutés à l'intérieur de la littérature scientifique, est maintenant accessible. Un choix efficace, basé sur les buts et priorités du programme d'études envisagé, doit donc être fait.

Ainsi, différentes rencontres, impliquant des représentants de la Société d'énergie de la baie James (SEBJ-environnement) Dessau Environnement et des représentants de l'Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau), servirent de base à l'élaboration, au début du mois de mars 1976, d'un plan d'action permettant l'étude, soit en laboratoire soit "in situ" des paramètres intimement reliés avec la production microbologique du milieu aquatique. Ceci dans le but précis de choisir les paramètres qui pourraient mieux suivre l'évolution de la production microbologique du réservoir LG2 après la mise en eau.

C'est dans cet optique que furent entreprises des études de la production des eaux du lac Nathalie comme lieu d'expérimentation de base. Différentes techniques telles:

- 1- ATP, carbone et azote particulaire;
- 2- Potentiel de fertilité;
- 3- Chlorophylle-a et dénombrement cellulaire des algues;
- 4- Potentiel autotrophe et potentiel hétérotrophe.

furent préalablement sélectionnées afin d'évaluer leur aptitude à suivre l'évolution de la production biologique (autotrophe et hétérotrophe) du milieu.

La synthèse globale des travaux de tous les paramètres cités ci-haut se situe uniquement au niveau d'une comparaison entre les paramètres selon les critères décrits dans le chapitre 1; le facteur de normalisation qui a permis une telle comparaison est un échantillonnage commun des organismes microbiologiques du lac Nathalie sur le territoire de la baie James pendant l'été 1976. Cette synthèse n'a pas pour objectif l'acquisition des connaissances biophysiques très approfondies sur l'évolution de la production microbologique du lac Nathalie. Néanmoins, une partie de cette synthèse touche quelques aspects du comportement de la production biologique pour préciser la signification des paramètres.

Les chercheurs participants dans cette étude et leurs responsabilités respectives sont:

P. COUTURE (INRS-Eau) : potentiel de fertilité, synthèse des travaux sectoriels.

H.G. JONES (INRS-Eau) : ATP, carbone et azote particulaire, synthèse des travaux sectoriels, intégration des rapports sectoriels.

L. TALBOT (Dessau Environnement) : potentiel autotrophe et potentiel hétérotrophe, synthèse des travaux sectoriels.

F. RODRIGUEZ (SEBJ) : chlorophylle "a" et dénombrement cellulaire des algues, synthèse des travaux sectoriels.

A. BACHAND (SEBJ) : participation scientifique et coordination logistique, Montréal.

J.J. FOURNIER (SEBJ) : participation scientifique et coordination logistique, territoire de la baie James.

Enfin la structure du rapport final fait par H.G. Jones est une intégration des rapports sectoriels liés par une introduction, une méthodologie globale, une brève synthèse des travaux et un choix de paramètres. Le chercheur responsable pour cette intégration des textes sectoriels n'a d'aucune façon changé le contenu scientifique; ceux-ci sont exclusivement la responsabilité des chercheurs cités ci-haut. Les changements apportés aux textes sectoriels n'étaient que d'enlever certains passages d'introduction ou de méthodologie de travail qui se trouvaient déjà inclus dans la problématique ou la méthodologie globale. Pour maintenir l'intégrité scientifique de chaque texte sectoriel, les tableaux, figures et bibliographies sont inclus dans chaque texte mais numérotés selon le chapitre respectif.

H.G. Jones  
Mai 1977



CHAPITRE 1

INTRODUCTION ET PROBLEMATIQUE GLOBALE DE L'ETUDE

H.G. Jones



## 1- INTRODUCTION

Les problèmes créés par la construction de barrages et par la mise en eau subséquente de réservoirs peuvent être sommairement partagés en deux groupes: ceux extérieurs à la structure du réservoir et ceux reliés au réservoir lui-même (Baxter, 1974; SCOPE, 1972; Lagler, 1969).

Parmi ceux de la première catégorie, signalons le déplacement de la population et des réserves, la destruction des habitats, l'érosion des nouvelles lignes de rivage, etc. Des problèmes de ce genre influencent profondément la vie socio-économique des populations humaines localisées à proximité d'un nouveau réservoir et exercent particulièrement des effets néfastes sur la faune et flore locales.

Le deuxième type de problèmes résulte des changements physiques et chimiques de la qualité des eaux; ceci survient notamment dans les réservoirs au cours du remplissage et durant les premières années d'opération - période qui déterminera de façon ultime, la quantité et la qualité de la production biologique de ces réservoirs.

Ce changement de la qualité physico-chimique des eaux consiste en deux perturbations majeures du milieu aquatique local. La

première qui se produit pendant la mise en eau du réservoir est souvent la transition rapide d'un système "lotique" (rivière) à un système "lentique" (lac ou réservoir). Dans ce cas ceci s'avère souvent catastrophique pour la plupart des organismes du milieu original et entraîne la disparition de la majorité des espèces autochtones. De plus, ce changement prononcé de l'état physique des eaux exerce une perturbation qui influence le destin et, en partie, l'origine des sédiments apportés dans le réservoir par les affluents ou par l'érosion des nouvelles rives.

Si les fluctuations du niveau des réservoirs ne sont pas trop fréquentes et trop fortes, un "équilibre" physique des eaux s'installe une fois que le niveau de l'eau atteint sa cote maximale; ceci assure un milieu propice aux populations nouvellement établies. Néanmoins, nonobstant cette stabilité physique des eaux, des changements dans la qualité chimique de celles-ci jouent progressivement un rôle important dans la quantité (production) et la qualité (nombre et diversité des espèces) de la vie aquatique.

### 1.1 Apports allochtones de substances nutritives

L'inondation de la végétation et des sols suite à la mise en eau des réservoirs entraîne une dissolution des matières inorganiques

et organiques, la remise en suspension de détritus organique et la minéralisation partielle de la matière organique. Ces phénomènes ont comme conséquence d'enrichir le milieu en substances nutritives inorganiques et favoriser ainsi la production primaire (autotrophie). Par ailleurs, les apports en substances organiques favorisent la production hétérotrophe.

## 1.2 Production primaire et para-primaire

Les nouveaux réservoirs montrent donc rapidement une capacité de production plus élevée que celle des eaux originales. Toutefois, cette capacité de production n'est réalisée que dans les eaux où l'augmentation de toxicité (matière humique) ou de turbidité (réduction de zone photique causée par le lessivage du sol et l'érosion des rives) est faible. D'autre part, les grands réservoirs peuvent se comporter comme des bassins de décantation de telle sorte que l'effet contraire se produit c'est-à-dire une réduction de la turbidité. Ces processus de production de matière organique peut cependant s'étaler sur une courte ou longue période de temps selon différents facteurs (ex.: la nature labile ou réfractaire de la matière organique, la température moyenne des eaux, le volume et le temps de renouvellement des eaux, etc.).

La production autotrophe et la production hétérotrophe microbiologique (para-primaire) sont à la base de la chaîne alimentaire. Vu la dynamique de celle-ci et le temps de vie des organismes qui la constituent, les changements cités à la section 1.1 pour la qualité physico-chimique des eaux d'un réservoir devraient être reflétés en premier lieu par le comportement des organismes microbiologiques. Ainsi des mesures qui décrivent les changements dans la quantité ou la qualité de la production microbiologique peuvent être interprétées comme des paramètres intégrateurs des changements rapides du milieu.

Les mesures de changements abiotiques ne permettent pas à elles seules une appréciation du comportement biologique à cause de la complexité des interrelations entre les facteurs abiotiques et biotiques. Par contre, la production des organismes supérieurs, tout en étant souvent de meilleurs indices de changements physiques du milieu, réagit plus lentement à ce genre de changement de qualité physico-chimique à cause de leur dépendance sur la production microbiologique comme source d'énergie. La mesure de cette production microbienne nous permet donc de suivre rapidement les changements biologiques des réservoirs à la suite de changements physiques et chimiques dus au rehaussement du niveau de l'eau.

### 1.3 Problématique de choix de paramètres et méthodologie des mesures de production biologique dans un réseau de surveillance

L'accroissement rapide du nombre de grands réservoirs et leurs problèmes connexes a nécessité des efforts de recherche pour trouver des solutions et des contre-mesures. Une partie importante de cette recherche est le développement des systèmes de surveillance (monitoring) qui ont pour but d'une part, de suivre les changements dans la production biologique du milieu et d'autre part d'apporter une information de base permettant l'élaboration d'une stratégie de contrôle du milieu (Fyodorov, 1974; Weber, 1973).

La complexité des interactions abiotiques-biotiques rend très difficile le choix de paramètres de la production microbiologique pour un tel réseau de surveillance. La problématique suivante, décrit la façon que nous avons d'aborder le choix des paramètres et la méthodologie de mesure pour la production microbiologique des réservoirs de la baie James.

Dans un réseau de surveillance un paramètre, ou un indice choisi pour qualifier un changement, devrait caractériser la condition de l'objet de changement (réservoir), indiquer la nature de la

cause et mesurer l'effet de la réponse biologique (Fyodorov, 1974). Ces trois objectifs font partie d'une surveillance diagnostique ("diagnostic monitoring") pendant que la nature de la cause fait partie aussi du développement d'une surveillance pronostique ("prognostic monitoring"). Le choix d'un paramètre, qu'il soit dynamique (par unité de temps) ou structurel (intégré dans le temps), est dicté par les objectifs du réseau, la connaissance déjà acquise dans le domaine et un programme d'expérimentation encadré par les objectifs du réseau. Dans le cas du mandat des chercheurs dans le programme de surveillance SEBJ-La Grande, le temps alloué pour la méthodologie de travail ne nous a permis qu'une brève période d'expérimentation pendant l'été 1976. Nous avons donc basé notre choix préliminaire de paramètre sur une revue de la littérature et le choix définitif fut le résultat d'une synthèse de cette revue et des données de la campagne d'été 1976. Il est évident qu'un paramètre ne doit pas être choisi uniquement en fonction de la signification de sa mesure, mais aussi en fonction des caractéristiques universelles de la technique utilisée. La sensibilité de la méthode de même que la facilité d'exécution du travail ont également été considérées lors du choix final des paramètres: ces facteurs sont compris dans le chapitre consacré aux problématiques de chacun des paramètres.

Comme base de travail nous avons effectué une revue de la littérature sur le comportement biologique des nouveaux réservoirs. De telles études abondent chez les russes (Winberg, 1972; Baranov, 1961; Sorokin, 1972). L'objectif qui oriente la plupart de leurs études est la production globale des réservoirs. Leurs programmes de recherche se poursuivent durant plusieurs années afin de suivre l'évolution des trois principaux aspects de la production biologique: production primaire, production hétérotrophe microbologique et production secondaire (herbivore, carnivore et détritivore, du zooplancton aux poissons, etc...). L'étude du réservoir Rybinsk (Sorokin, 1972) est un exemple de ce genre de travail où la méthodologie des études était conçue en fonction de générer l'information de base pour développer un modèle énergétique de la production biologique du réservoir. A partir des études semblables sur plusieurs réservoirs les chercheurs russes ont noté, qu'en dépit des caractéristiques particulières à chaque réservoir, ceux-ci démontrent une augmentation de la production primaire après la mise en eau suivie par une période de diminution de la production. Après quelques années dans cet état, les réservoirs se rétablissent graduellement à un niveau de production comparable à son niveau avant la mise en eau. Cette période correspond à la stabilisation des rives et du fond des réservoirs.

Un autre aspect à considérer pour la production d'un réservoir est sa latitude. En effet, Winberg (1972) a noté que la production ( $\text{gC/m}^2/\text{an}$ ) de ces lacs artificiels diminue du sud au nord et que l'évolution temporelle de l'augmentation et de la diminution subséquente de la production, devient plus lente. Les réservoirs du nord atteignent donc un niveau trophique faible (oligotrophe-mésotrophe) qui change relativement peu (production annuelle moyenne) sur une période de quelques années. De plus, tous les réservoirs démontrent des taux de production très variables d'année en année.

Tout ceci met en évidence la nécessité de concevoir un réseau de surveillance sur une longue période de temps pour déceler un changement graduel dans la production annuelle moyenne.

Un aspect très intéressant de la synthèse de toutes les études russes est l'importance de la production microbiologique hétérotrophe (bactérie, protozoaires, champignons, etc...) dans la production totale des réservoirs (Ulomskii, 1959; Sorokin, 1972). Dans plusieurs cas, la production bactérienne est plus élevée que la production autotrophe. Cette production hétérotrophe est accompagnée d'une minéralisation de la matière organique qui permet ainsi le recyclage des substances nutritives. De plus, même si la quantité de la production bactérienne se trouve inférieure à celle de la production d'algues, son importance est relativement plus élevée à cause de la préférence du zooplancton pour les bactéries et les détrit

comme nourriture. Les lacs nordiques de faible production autotrophe à grande affluence de matière organique en provenance de l'écosystème terrestre peuvent supporter une production bactérienne appréciable; ceci sert de point de départ pour la chaîne alimentaire.

Winberg (1972) rapporte que la production autotrophe et hétérotrophe bactérienne compte pour 92% de la production aux divers niveaux de la chaîne alimentaire du lac Krivoe (oligotrophe) en Russie. Ainsi en tenant compte des techniques de mesures de la production microbiologique comparées à celles de la production des organismes supérieurs, les changements au niveau microbiologique sont plus facilement mesurés que leurs répercussions subséquentes sur les organismes supérieurs. A partir de ce concept, nous avons développé la problématique du choix de paramètre dans le cadre de la production autotrophe et hétérotrophe microbiologique des systèmes aquatiques.

Les mesures de production microbiologique dans les réservoirs canadiens sont très peu nombreuses. En effet, dans le cas des réservoirs semblables à ceux projetés sur la Grande Rivière du Bouclier canadien, les études de mesures de production microbiologique sont très rares et, de plus, limitées aux mesures de production primaire. Duthie et Ostrofsky (1972, 1974 et 1975) ont porté leur intérêt d'étude sur une série de lacs et de réservoirs

dans la région de Churchill Falls sur le plateau du Labrador. Ces auteurs ont souligné les avantages d'utiliser les paramètres de la production primaire pour suivre l'évolution biophysique d'un réservoir vu que l'activité des organismes autotrophes intègrent les effets de tous les changements physiques ou physico-chimiques du milieu. Ils ont noté que les facteurs comme la turbidité, la couleur, la matière organique dissoute agissaient comme contrôles primordiaux sur la productivité du milieu. Leur méthodologie de travail (mesures de production primaire in situ et des expériences bioessai in situ) leur a permis de constater que, dans les cas d'inondation du sol pendant la mise en eau d'un réservoir de cette région, la qualité de la production primaire (dynamique des espèces autochtones) a très peu changé (paramètre structurel) même si la synthèse de leurs études montre que les zones inondées démontraient des signes d'une diminution au niveau trophique semblable à celui déjà rapporté sur les réservoirs nordiques russes. De plus, quelques résultats auraient pu s'interpréter comme la manifestation d'une production hétérotrophe micro-biologique très importante. La gamme des valeurs de la production primaire pour les lacs et réservoirs étudiés se situe entre 45-267  $\mu\text{gC}/\text{m}^2/\text{jr.}$ , c'est-à-dire oligotrophe.

Duthie et Ostrofsky ont aussi mesuré la productivité primaire

dans les lacs de la région de la baie James dont les valeurs de production journalière se situent très proche de celles des lacs de la région du réservoir de Churchill Falls. Jones *et al.* (1972) ont trouvé approximativement les mêmes valeurs de production primaire dans l'étude écologique du réservoir Manicouagan au Québec. La seule autre étude d'envergure sur un réservoir du Bouclier canadien est celle de Hecky et Harper (1973) sur le "South Indian Lake" au Manitoba. Leur méthodologie de travail était à toute fin pratique celle de Duthie et Ostrofsky, c'est-à-dire, les mesures de production primaire et de chlorophylle-a comme indices de l'activité autotrophe du milieu. En outre, du fait que ces eaux sont oligotrophes, Hecky et Harper ont observé un phénomène qui pouvait être extrêmement important pendant la mise en eau des réservoirs de la baie James. En effet, le lessivage du sol marécageux a mis en solution la matière humique qui est toxique pour les organismes autotrophes; cette matière a donc empêché ceux-ci d'utiliser pleinement les éléments nutritifs disponibles dans le milieu. Hecky et Harper donnent ainsi une autre raison que la turbidité et la couleur pour expliquer la diminution du niveau trophique des réservoirs nordiques.

A part les auteurs cités ci-haut, il y a très peu d'études dans la littérature concernant les réservoirs nordiques du Canada, par contre il existe beaucoup d'études canadiennes de très haute

qualité sur les lacs du Bouclier canadien ou de d'autres régions géologiques. Celles-ci sont décrites plus loin dans le texte.

Une synthèse des études russes, canadiennes et de Rodhe (1964) sur le réservoir Ransaren en Suède nous a permis de dégager les grandes conclusions suivantes:

- i) une augmentation de production après la mise en eau;
- ii) cette étape est suivie, à court terme, par une diminution du niveau trophique;
- iii) une production annuelle se situant, à long terme au niveau oligotrophe-mésotrophe;
- iv) une couleur (matière humique) ou une turbidité limite parfois sévèrement la zone photique pour la production autotrophe;
- v) une matière humique dissoute qui peut exercer une influence toxique sur les organismes autotrophes;
- vi) une qualité de la population phytoplanctonique qui ne change pas nécessairement avec l'augmentation ou la diminution de la production du milieu.

A partir de ces conclusions générales nous devons choisir les paramètres de la production microbiologique qui peuvent quantifier les phénomènes i-vi, cités ci-haut. Ces paramètres doivent donc être classés dans trois groupes: le premier qui décrit la quantité (i, ii, iii, iv) de la production, soit autotrophe ou hétérotrophe; le deuxième qui indique l'état physiologique des organismes

producteurs-décomposeurs du milieu (v) et le dernier sur la structure spécifique de la population des organismes producteurs-décomposeurs (vi). Pour rencontrer ces exigences, nous avons reconnu deux genres de paramètres, c'est-à-dire les paramètres structurels et les paramètres fonctionnels (dynamique).

Le premier type de paramètre décrit l'état du système à un temps instantané et qui, sans autre information, ne nous laisse aucune perception d'évolution du système. Ce type de paramètre encadre les mesures de biomasse, de comptage et d'identification des organismes. Par contre, les paramètres fonctionnels reflètent l'évolution dans le temps du phénomène observé, et nous renseignent d'une façon quantitative sur l'évolution du système; toutefois, ceci ne peut se servir comme indice de la qualité (santé) de la production.

La signification des paramètres fonctionnels et structurels de la mesure de la production peuvent souvent porter à confusion vu la complexité des interactions abiotiques-biotiques des systèmes et le concept d'unicité de chaque système en soi (Wetzel, 1975). Toutefois, après réflexion sur la problématique citée ci-haut, nous avons choisi les paramètres suivants pour décrire les divers aspects du comportement de la production micro-biologique des eaux des réservoirs de La Grande:

## i) paramètres structurels:

- potentiel de fertilité (biodisponibilité des substances nutritives);
- biomasse [B] ; chlorophylle-a, ATP (des organismes producteurs et producteurs-décomposeurs respectivement, C et N particulaire;
- dénombrement taxonomique des algues (composition des populations autotrophes).

## ii) paramètres fonctionnels:

- productivité [P] taux de production des organismes autotrophes; incorporation de  $^{14}\text{C}$  sous forme de  $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ ; ou des organismes hétérotrophes: incorporation de la glucose- $^{14}\text{C}$  ou de  $^{35}\text{S}$  sous forme de  $^{35}\text{SO}_4^{2-}$

Ces paramètres ont été choisis en fonction de la sensibilité de la mesure vis-à-vis la production attendue du système, leur acceptation générale dans les études écologiques et la logistique des opérations entreprises dans le réseau de surveillance de la SEBJ.

Des informations supplémentaires peuvent être tirées de la combinaison de certains paramètres appartenant à des classes différentes. Par exemple, le rapport entre un paramètre structurel et un paramètre fonctionnel (P/B) est généralement interprété comme un indice sur la capacité du milieu de supporter un taux "normal" du métabolisme ou indiquer l'état physiologique des organismes dans un milieu propice ou non à une production optimale. Ce rapport a été beaucoup

discuté dans la littérature (Sorokin, 1972). Dans cette optique nous avons donc par la suite divisé les paramètres P/B en deux classes:

- i) P (production autotrophe) / B (biomasse chlorophylle-a)
- ii) P (production autotrophe + hétérotrophe) / B (biomasse - C particulaire - ATP).

Pour la problématique spécifique des paramètres du potentiel autotrophe, du potentiel hétérotrophe, de la chlorophylle-a, de l'ATP et du carbone particulaire, se référer aux chapitres appropriés.

#### 1.4 Problématique de la méthodologie d'échantillonnage pour les mesures de biomasse et de productivité

Sans connaître préalablement les caractéristiques physiques d'un système lentique, il est très difficile de mettre en application un plan d'échantillonnage capable de générer l'information assez fiable pour décrire précisément la production du plan d'eau sous l'étude. Dans le cas de l'étude sur les eaux de la région de La Grande, nous avons développé une méthodologie d'échantillonnage basée sur la littérature décrivant les caractéristiques temporelles et spatiales de la productivité des eaux nordiques du Bouclier canadien. Cet aspect de la méthodologie est absent des publications

de Duthie et Ostrofsky (1972, 1974 et 1975) et de Hecky et Harper (1973) citées ci-haut. Toutefois, on peut trouver dans le travail de Schindler *et al.* (1975) et de E.J. Fee (1976) sur les eaux du Bouclier canadien du nord-ouest d'Ontario des observations que nous avons prises en considération dans l'élaboration de notre méthodologie d'échantillonnage à la baie James. Ainsi, Schindler *et al.* (1975) ont souligné que dans les eaux oligotrophes nordiques, le plus grand taux de production primaire se présente entre 7.00 et 11.00 heures le matin, celui-ci diminue par la suite pour finalement atteindre un taux négligeable tard dans l'après-midi et le soir. Nous avons donc élaboré notre méthodologie d'échantillonnage pour que les mesures de production autotrophe soient prises le matin.

Le travail de Fee (1976) a démontré, sans une certaine surprise, que dans les lacs nordiques peu turbides, une zone très restreinte de production autotrophe élevée se situe approximativement entre 5 et 8 mètres en été sous la thermocline de lacs relativement profonds. Cet auteur a souligné que les techniques standards d'échantillonnage, c'est-à-dire des échantillons ponctuels à tous les mètres, peuvent donner lieu à une sous-estimation appréciable de la productivité, ou de la mesure de biomasse des organismes autotrophes, du milieu. Suite à ces résultats nous avons opté pour un

échantillonnage intégré de 0 à 8 mètres durant toute la campagne (voir aussi 2.2.1). De plus, vu l'importance que nous avons attaché à la production hétérotrophe du milieu, nous avons prélevé les échantillons près du fond du lac (voir 2.2.2).

Le tableau 1.1 montre les paramètres choisis pour l'étude de la production microbologique des eaux de la baie James.

### 1.5 Critères déterminants dans le choix des paramètres pour suivre l'évolution de la production microbiologique du réservoir LG2.

Suite à une revue de la littérature sur les mesures de la production microbiologique et une réflexion sur les exigences universelles des techniques de mesure, nous avons sommairement classé les critères pour le choix des paramètres en deux grandes classes: c'est-à-dire la classe quantitative et la classe qualitative.

Les critères quantitatifs comprennent la limite de détection de la mesure du paramètre, la sensibilité de la méthode de mesure aux changements dans la valeur du paramètre au-dessus de la limite de détection, la reproductibilité de la mesure (coefficient de variation), l'interférence d'autres paramètres dans la mesure de celui désiré, et finalement une évolution quantitative marquée pendant les périodes de haute et de basse production du milieu.

Les critères qualitatifs sont beaucoup plus difficiles à évaluer que ceux de nature quantitative, vu la dépendance des premiers sur la connaissance des mécanismes biophysiques de la production du milieu. Ces critères qualitatifs sont d'une part la signification de la mesure c'est-à-dire une compréhension des phénomènes encadrés directement par la méthodologie d'échantillonnage et la mesure du paramètre dans toute la mosaïque des interrelations complexes du

milieu et, d'autre part, le degré de confiance dans l'interprétation de la mesure du paramètre vis-à-vis d'autres paramètres dans la synthèse globale de toute l'information (pouvoir intégrateur du paramètre) sur la production microbiologique du milieu. Une description plus détaillée de ces critères fait partie des textes sectoriels. Finalement nous avons aussi inclus le critère de la facilité de la mesure c'est-à-dire le nombre d'étapes dans la méthodologie, le type d'appareil nécessaire pour la mesure, la facilité de préservation pendant le transport, etc...

Dans le choix des paramètres pour suivre l'évolution de la production microbiologique du réservoir LG2 nous avons essayé de pondérer à la fois les critères quantitatifs et qualitatifs; cet exercice s'est avéré difficile. La méthodologie pour arriver à ce choix des paramètres mesurés pendant l'été 1976 comprenait deux étapes. La première étape consistait en une évaluation par chaque chercheur de tous les résultats et une classification des paramètres à titre individuel. La deuxième étape comprenait trois réunions intensives en groupe où chaque chercheur justifiait, en utilisant des critères cités ci-haut, son choix de paramètres le mieux adapté à refléter l'évolution de la production microbiologique des eaux douces des réservoirs de la baie James. Il est intéressant de noter que, en dépit de divers choix individuels, cette méthodologie a finalement donné lieu à un accord sur le choix final; la justification de ce choix est incluse dans la synthèse de ce rapport.

TABLEAU 1.1 : CHOIX DES PARAMETRES POUR LA PRODUCTION  
MICROBIOLOGIQUE DES EAUX DE LA BAIE JAMES.

PHENOMENE	PARAMETRE FONCTIONNEL	PARAMETRE STRUCTUREL
Production autotrophe	Potentiel autotrophe $^{14}\text{C}$	Chlorophylle "a" Comptage des algues
Production hétérotrophe	Potentiel hétérotrophe $^{35}\text{S}$ Potentiel hétérotrophe glucose-U- $^{14}\text{C}$	
Production microbio- logique (auto- trophe + hétéro- trophe)		ATP Carbone particulaire
Eléments nutritifs (disponible) du milieu		Potentiel de fertilité

1.6 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BARANOV, I.V. 1961. Biohydrochemical classification of the reservoirs in the European USSR. The storage lakes of the USSR and their importance for fishery. *Izvestiya Gosudarstvennogo Nauchno Issledovatel'skogo Instituta Ozernogo i Rechnogo Rybnogo Khezyaistva*, 50: 139-183.
- BAXTER, R.M. 1974. Environmental effects of reservoirs (rapport interne). Canada Centre for Inland Waters.
- DUTHIE, H.C. and M.L. OSTROFSKY. 1972. Churchill Falls power project. Water quality and biological study 1972. Sheppard T Powell Consultants Ltd, Toronto, Ontario.
- DUTHIE, H.C. and M.L. OSTROFSKY. 1972. Plankton chemistry and physics of lakes in the Churchill Falls region of Labrador. *J. Fish. Res. Bd Can.*, 31: 1105-1117.
- DUTHIE, H.C. and M.L. OSTROFSKY. 1975. Primary productivity phytoplankton and limiting nutrient factors in Labrador lakes. *Int. Revue ges Hydrobiol.*, 60(2): 145-158.
- FEE, E.J. 1976. The vertical and seasonal distribution of chlorophyll in lakes of the experimental lakes area, northwestern Ontario: implications for primary productivity estimates. *Limnol and Oceanogr.* 21: 767-783.
- FYODOROV, V.D. 1974. The strategy of biological monitoring. *Nauch. Dokl. Vyssh. Shk. Biol. Nauki.* 10: 7-17.
- HECKY, R.E. and R.J. HARPER. 1973. Phytoplankton and primary productivity of the lower Churchill lakes, the Rat-Burnt-wood Lakes and the Nelson River lakes and reservoirs. Lake Winnipeg, Churchill and Nelson rivers study board Canada-Manitoba 1971-1975. Fisheries and limnology report Vol. 2. Technical report, appendix 5.
- JONES, H.G., M. LECLERC, M. MEYBECK, M. OUELLET et A. ROUSSEAU. 1972. Etude limnologique préliminaire du réservoir Manicouagan Québec. INRS-Eau. Université du Québec, Québec.
- LAGLER, K.F. 1969. Man-Made Lakes Planning and Development. FAO, Rome, 71 p.

- RODHE, W. 1964. Effects of impoundment on the water chemistry and plankton in lake Ransaren. *Vern. Internat. Verein. Limnol.* 15:437-443.
- SCHINDLER, D.W., D.R.S. LEAN and E.J. FEE. 1975. Nutrient cycling in freshwater ecosystems. *Productivity of World Ecosystems*, National Academy of Sciences. Washington DC.
- SCOPE. 1972. Man-Made lakes as modified ecosystems. Report No. 2. International Council of Scientific Unions.
- SOROKIN, Y.I. 1972. Biological productivity of Rybinsk Reservoir, Z Kajak and Hillbright Ilkowska (Eds). *Proc. IBP-UNESCO. Symposium on Productivity Problems of Freshwaters.* Kazimierz Dolny, 493-503.
- ULOMSKII, S.N. 1959. Plankton formation in the Kama (Perm). *Reservoir Zool. Zh.* 38: 3-14.
- WEBER, C.I. 1973. Biological Monitoring of the aquatic environment by the Environmental Protection Agency. *Biological Methods for the Assessment of Water Quality ASTM STP 528.* American Society for Testing and Materials, 46-60.
- WETZEL, R.G. 1975. *Limnology* W.B. Sanders Company. Philadelphia London and Toronto.
- WINBERG, G.G. 1972. Investigations of the biological energy balance and the biological productivity of lakes in the Soviet Union. *Ekologija.* 4: 5-18.

CHAPITRE 2

DESCRIPTION DU LAC TEMOIN (NATHALIE)

ET

METHODOLOGIE D'ECHANTILLONNAGE

A. Bachand  
J.J. Fournier  
J.L. Fréchette



## 2.1 Lac Nathalie

Le lac Nathalie, situé à environ 40 km au sud de LG2, et à 7 km à l'est de la route Matagami - LG2 (figure 2.1), fait partie du bassin de drainage de la rivière aux Castors dont les eaux coulent vers la baie James. D'une superficie d'environ 140 km<sup>2</sup>, ce bassin compte 72 lacs. De ce nombre, 3 couvrent une superficie de 2 à 13 km<sup>2</sup>, un de 2/3 à 2 km<sup>2</sup> et 68 ont une superficie inférieure à 2/3 de km<sup>2</sup>. On compte également quelques tourbières réticulées.

Le lac Nathalie constitue le pivot central de ce bassin de drainage; il reçoit les eaux de l'ensemble du secteur par une série 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.

### 2.1.1 Géologie

Il est important de préciser que la région de la baie James repose sur l'un des plus vieux groupes géologiques mis en place dans sa quasi totalité au précambrien (archéen). Une partie importante du territoire (environ 65%) est comprise dans la province du lac Supérieur. Le secteur que nous avons étudié est constitué majoritairement de granit 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. Cet argile a été déposé à la fin de la période glaciaire du quaternaire. En effet, cette avancée glaciaire a été suivie d'un envahissement marin (mer de Tyrrell) qui est à l'origine des dépôts d'argile de la plaine de la baie James.

### 2.1.2 Climatologie

Les variations de températures moyennes annuelles auxquelles la région est exposée sont de l'ordre de  $-26^{\circ}\text{C}$  à  $9^{\circ}\text{C}$ , le minimum absolu se situant autour de  $-60^{\circ}\text{C}$  et le maximum absolu autour de  $32^{\circ}\text{C}$ . Ces données ressortent de statistiques s'échelonnant sur une période de 29 ans (1931 - 1960).

Dans la région côtière de la baie James, les orientations préférentielles des vents sont le sud-est et l'ouest. Pour une même latitude, plus à l'intérieur des terres (Nichicun), les vents soufflent entre le nord-ouest et le sud et ne semblent pas varier de façon majeure avec les saisons. Le lac Nathalie se situe entre ces deux systèmes et, par conséquent, les vents dominants, d'intensité moyenne, soufflent de l'ouest et du nord-ouest; les vents plus violents originent du sud.

Les précipitations totales annuelles en pluie varient

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 de neige.

### 2.1.3 Morphométrie du lac (cf. Tableau 2.1)

Situé à une altitude de 160 m, le lac Nathalie occupe une superficie de  $8.38 \text{ km}^2$ . La ligne de rivage s'allonge sur une distance de 24.5 km, ce qui donne un rapport périmètre/surface de  $3.01 \text{ km/km}^2$ . L'indice de développement du rivage de 2.42 signifie que nous avons 2.42 fois plus de ligne de rivage que la circonférence d'un cercle dont la superficie serait égale à celle du lac. Le rapport profondeur moyenne/profondeur maximale indique que le fond, légèrement convexe, se rapproche d'une cône. La carte bathymétrique du lac est présentée à la figure 2.2.

### 2.1.4 Hydrologie

Les mesures de niveau du lac n'ont débuté qu'après le passage de la crue printanière, soit le 29 juin. Elles se sont terminées le 19 octobre. De façon générale, le niveau du lac reste très stable au cours de l'été puisque la différence maximale de niveaux enregistrée n'est que de 27 cm. Sauf une légère hausse (4 cm) à la fin de juillet et au début d'août,

la courbe des niveaux décroît très régulièrement jusqu'à la fin de septembre, pour commencer à remonter en octobre. En 1976, à cause d'une période exceptionnelle de beau temps à la fin de l'été, le niveau est resté très bas comparativement aux années précédentes. Bien qu'aucune mesure effective n'ait été enregistrée antérieurement, il était facile de constater que le niveau était beaucoup plus bas qu'il ne l'était normalement à pareille date les années précédentes.

#### 2.1.5 Régime thermique (cf. figure 2.3)

Le lac Nathalie est un lac dimictique dont la période d'isothermie printanière se situe au début de juin et la période d'isothermie automnale à la fin d'octobre. Ces deux périodes sont entrecoupées par deux périodes de stratification thermique: la stratification directe estivale et la stratification inverse automnale.

Le calage des glaces s'est produit dans la première semaine de juin. L'isothermie engendrée par ce phénomène est vraiment de courte durée puisque l'on note un réchauffement très rapide des eaux de surface dès la troisième semaine de juin. Au 20 juin, le gradient entre les eaux de surface et

celles du fond était déjà de 4°C. Pendant cette période, les eaux du fond se sont réchauffées jusqu'à 6°C et elles ont atteint leur maximum de réchauffement (7.5°C) durant la deuxième semaine de septembre. En surface, un maximum de 19°C eut lieu au cours des deux premières semaines de juillet.

La stratification thermique estivale s'installe donc dès la mi-juin et s'accroît jusqu'à la mi-juillet où le gradient des eaux entre l'épilimnion et l'hypolimnion atteint un maximum de 10 à 12°C. La thermocline formée à la fin de juin entre 4 et 10 mètres descend graduellement au cours de l'été pour atteindre 19 à 20 mètres à la mi-septembre et disparaît avec le refroidissement rapide des eaux de surface. Une isothermie de 7°C est obtenue à la mi-octobre; à la fin de ce mois, les eaux sont également de température uniforme jusqu'au fond, soit 5°C.

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 11 tributaires principaux. Conséquemment, la profondeur à laquelle se situe la thermocline dépend, en plus de l'action mécanique des vents et de la diffusion naturelle des radiations solaires, de l'action

des tributaires (courants de densité supérieure à celle des eaux de surface).

#### 2.1.6 Physico-chimie

Aux quatre stations échantillonnées au cours de l'été, différents paramètres physico-chimiques viennent compléter la série de données recueillies. Voici les principales caractéristiques qui ressortent du calcul des moyennes de ces différents paramètres pour toutes les stations (cf. tableau 2.II) et sur toute la durée de la période d'étude. L'oxygène dissous varie autour de 10.5 ppm. La seule moyenne inférieure à cette valeur est de 9.4 ppm, à la station SB-909, au fond (50 m). Ceci indique qu'au cours de toute la saison, le lac est bien oxygéné de façon intégrale.

Les eaux du lac présentent également de manière uniforme une faible conductivité autour de 37  $\mu\text{mhos/cm}$ , à l'exception de la station SB-909 à 50 mètres de profondeur, où la moyenne atteint 51.8  $\mu\text{mhos/cm}$  suite aux fortes concentrations rencontrées à la fin de mai et au début de juin pour l'ensemble des principaux ions. Faisant exception de ces deux prélèvements, on remarque que les eaux du lac Nathalie sont caractéristiques d'un lac très peu minéralisé et très peu turbide. Le pH se

rapproche de la neutralité sauf en profondeur où il est légèrement acide. La concentration en éléments nutritifs est caractéristique d'un lac oligotrophe, la valeur du phosphore total étant très faible et les différentes formes de phosphore étant souvent en deçà de la limite de détection de l'appareil.

## 2.2 Echantillonnage

La campagne d'échantillonnage n'ayant pu débuter avant le 16 juin, nous avons manqué une intéressante période de transition après le calage des glaces. Cependant, après cette date, les prélèvements ont été exécutés régulièrement à toutes les deux semaines jusqu'au 22 octobre inclusivement.

Le choix d'un site d'échantillonnage devait tenir compte du fait que ces préliminaires sont établis en fonction de réservoirs très vastes et très profonds. Notre attention fut retenue par le lac Nathalie (cf. Description du milieu) en raison de sa grande profondeur (56 m.), comparativement aux autres lacs de la région et aussi de sa proximité du camp de base.

Quatre (4) stations furent établies sur le lac Nathalie (cf. figure 2.4) deux stations au centre, la station SB-017 dans 35 m

d'eau et la station SB-909, près de l'endroit le plus profond dans 50 mètres d'eau. La troisième station, SB-018, se situe à l'entrée du lac, dans 16.5 mètres d'eau et la quatrième, SB-016, se trouve à la sortie du lac, dans 16 mètres. Cette disposition des stations a permis de suivre l'évolution des différents paramètres dans l'ensemble du lac, aussi bien que dans la zone photique qu'en profondeur.

### 2.2.1 Prélèvements dans la zone photique

Le type de prélèvement dont il s'agit ici est une intégration d'un échantillon donné sur une colonne d'eau d'une hauteur déterminée. Au lac Nathalie, l'intégration des échantillons s'est faite à partir de 8 mètres de la surface, ce qui correspond à la zone photique, soit 2 fois la lecture obtenue au disque de Secchi.

L'échantillonneur de fabrication domestique supporte trois bouteilles à la fois. Le format des contenants servant à l'opération a été uniformisé de façon à ce que la vitesse d'emplissage soit la même que pour tous les échantillons lors de la descente et de la remontée de l'échantillonneur.

Pour s'assurer d'une intégration complète sur toute la colonne d'eau, l'échantillonneur a été remonté assez rapidement pour que les bouteilles ne soient pas entièrement pleines.

Ces échantillons n'ont pas été utilisés directement, mais transvidés dans un contenant de 7 litres qui a été agité de façon à homogénéiser le volume d'eau désiré. Ce volume a été ensuite fractionné dans des contenants d'environ un (1) litre, préalablement rincés à la même eau.

### 2.2.2 Prélèvements dans la zone profonde

Tous les prélèvements en profondeur ont été effectués à l'aide d'un hydrocapteur du type Van Dorn (6 litres) ou du type Kemmerer (1.2 litres). Pour une meilleure précision quant aux mesures de la profondeur, ces appareils sont lestés. A cet effet, une pesée adéquate a été fixée à une distance suffisamment éloignée de la base de l'hydrocapteur. Ce dernier a été ensuite descendu très lentement en arrivant à proximité du fond, afin d'éviter de brouiller l'eau avec les sédiments.

Le volume d'eau nécessaire aux différentes analyses a été filtré à travers un tamis de 500 microns d'ouverture de mailles avant d'être homogénéisé dans un contenant de 7 litres. Selon les commodités, le fractionnement de ce volume devenu homogène en plusieurs échantillons a pu se faire sur place ou au laboratoire.

### 2.2.3 Transport et conservation des échantillons

Il ne s'écoule normalement pas plus de deux (2) heures pour les premiers échantillons à partir du moment de leur prélèvement jusqu'aux manipulations en laboratoire. Pendant ce temps, les échantillons de même température (i.e. prélevés à la même profondeur) ont été entassés dans une glacière hermétique. Le faible changement de température survenant au cours de ces deux heures était le même pour tous les échantillons. De cette façon, lors de la filtration subséquente, les échantillons ont été approximativement à la même température.

Mentionnons que la méthodologie fut réajustée au fur et à mesure de l'évolution du programme pour en arriver à celle décrite (cf. rapport d'expédition, Réseau de surveillance écologique).

TABLEAU 2.1 : Données morphométriques du lac Nathalie

Superficie du lac	8.38 km <sup>2</sup>
Altitude du lac	160 m
Ligne du rivage	24.5 km
Longueur maximum	8.9 km
Largeur maximum	1.7 km
Largeur moyenne	0.9 km
Rapport d'allongement du lac	5.16
Rapport périmètre/surface	3.01 km/km <sup>2</sup>
Indice de développement du rivage	2.42
Nombre d'îles	24
Superficie des îles	0.27 km <sup>2</sup>
Pourcentage d'occupation des îles	3.17%
Volume du lac	132 360 000 m <sup>3</sup>
Profondeur maximum	56 m
Profondeur moyenne	16.3 m
Indice de développement du volume	0.87
Rapport prof. moyenne/prof. maximum	0.29

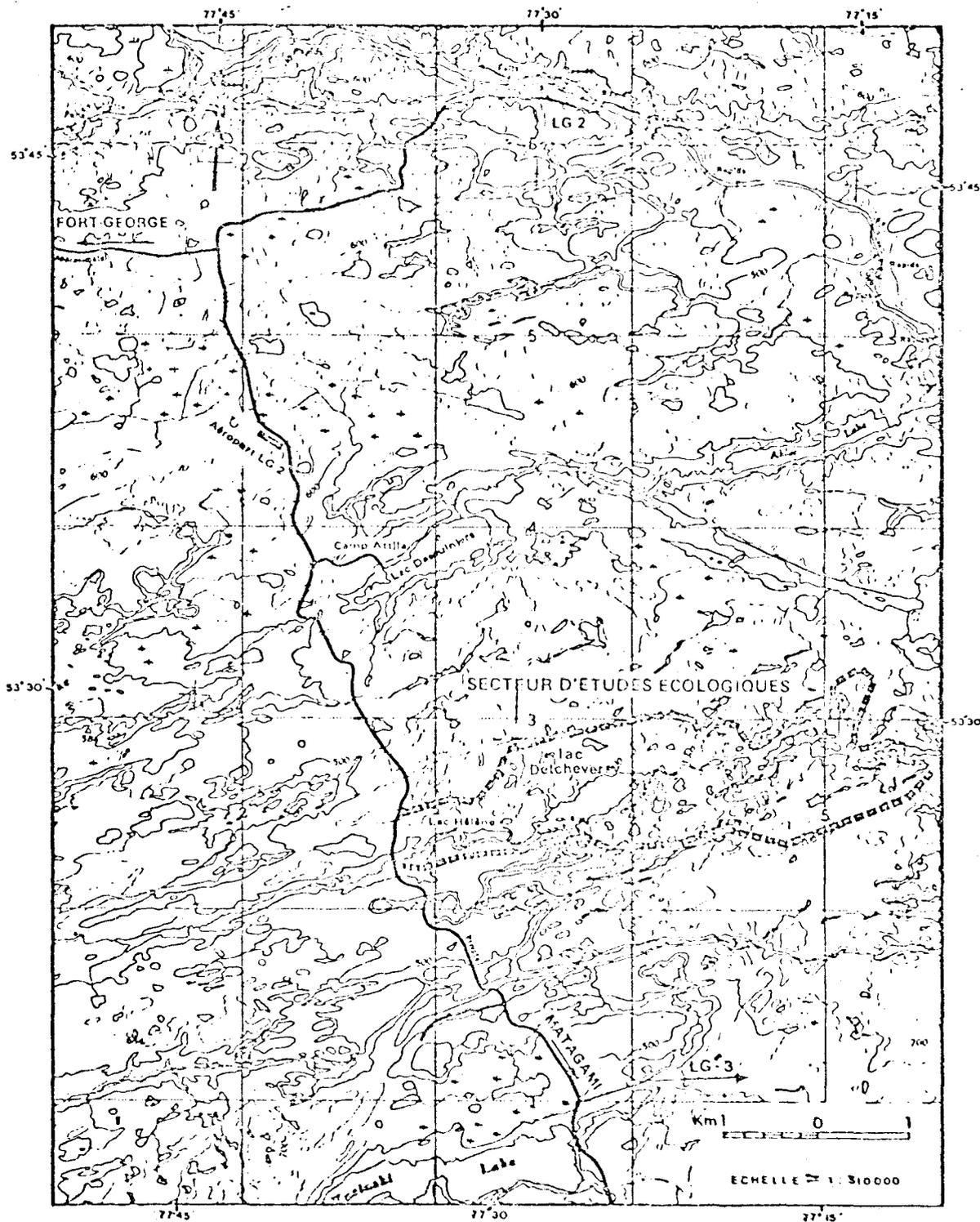
**TABLEAU 2.2 :**

Résultats de l'analyse physico-chimique: moyenne ( $\bar{x}$ ) aux différentes stations en considérant toutes les valeurs de juin à octobre 1976

Station	Prof.	T°	O.D.	pH	HCO <sub>3</sub>	Cond.	Coul.	Turb.	Ca	Mg	Na	K	SO <sub>4</sub>	Cl	Fe	Mn	SiO <sub>2</sub>	Toc	Tic	N <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>	NO <sub>3</sub> NO <sub>2</sub>	P <sub>t</sub>	P <sub>h</sub>	PO <sub>4</sub>
SB-018	0-8	9.7	10.6	6.9	12.2	37.3	30.8	0.48	3.65	0.58	2.45	0.20	3.23	2.21	0.03	<0.01	2.19	9.80	1.36	0.118	<0.01	0.18	0.021	<0.02	<0.02
	16.5	7.0	10.7	6.8	12.3	37.0	34.3	0.47					3.41	2.10			2.00	10.10	1.25	0.123	0.014	0.18	0.027	<0.02	<0.02
SB-017	0-8	11.9	10.3	7.0	12.2	36.3	34.7	0.43					3.18	2.10			2.00	10.06	1.14	0.120	0.014	0.14	0.032	<0.02	<0.02
	35	6.4	10.5	6.8	12.3	36.8	38.6	0.47					3.20	2.10			2.00	10.40	1.43	0.140	0.013	0.23	0.030	<0.02	<0.02
SB-909	0-8	9.7	10.7	7.0	12.2	37.0	34.6	0.44	3.78	0.58	2.43	0.23	3.31	2.25	0.02	<0.01	2.15	10.30	1.25	0.125	0.01	0.25	0.019	<0.02	<0.02
	50	5.5	9.4	6.5	12.7	51.8	30.8	0.47	4.45	0.85	5.50	0.30	4.59	5.99	0.04	0.10	2.78	10.05	1.98	0.127	0.012	0.24	0.023	<0.02	<0.02
SB-016	0-8	10.5	10.7	7.0	12.1	36.7	35.0	0.47	3.50	0.53	2.40	0.23	3.27	2.23	0.02	<0.01	2.10	10.00	1.25	0.174	0.011	0.17	0.029	<0.02	<0.02
	16	7.5	10.9	6.8	12.2	36.0	36.4	0.43					3.70	2.10			2.00	10.70	1.20	0.134	0.016	0.25	0.036	<0.02	<0.02

Unités: mg/l, sauf T en °C, pH, cond. en mhos/cm, coul. en U.C. et Turb. en UTJ

FIGURE 2.1: Localisation du secteur d'études écologiques



● Centre d'études écologiques

SERVICE ENVIRONNEMENT LIÉ

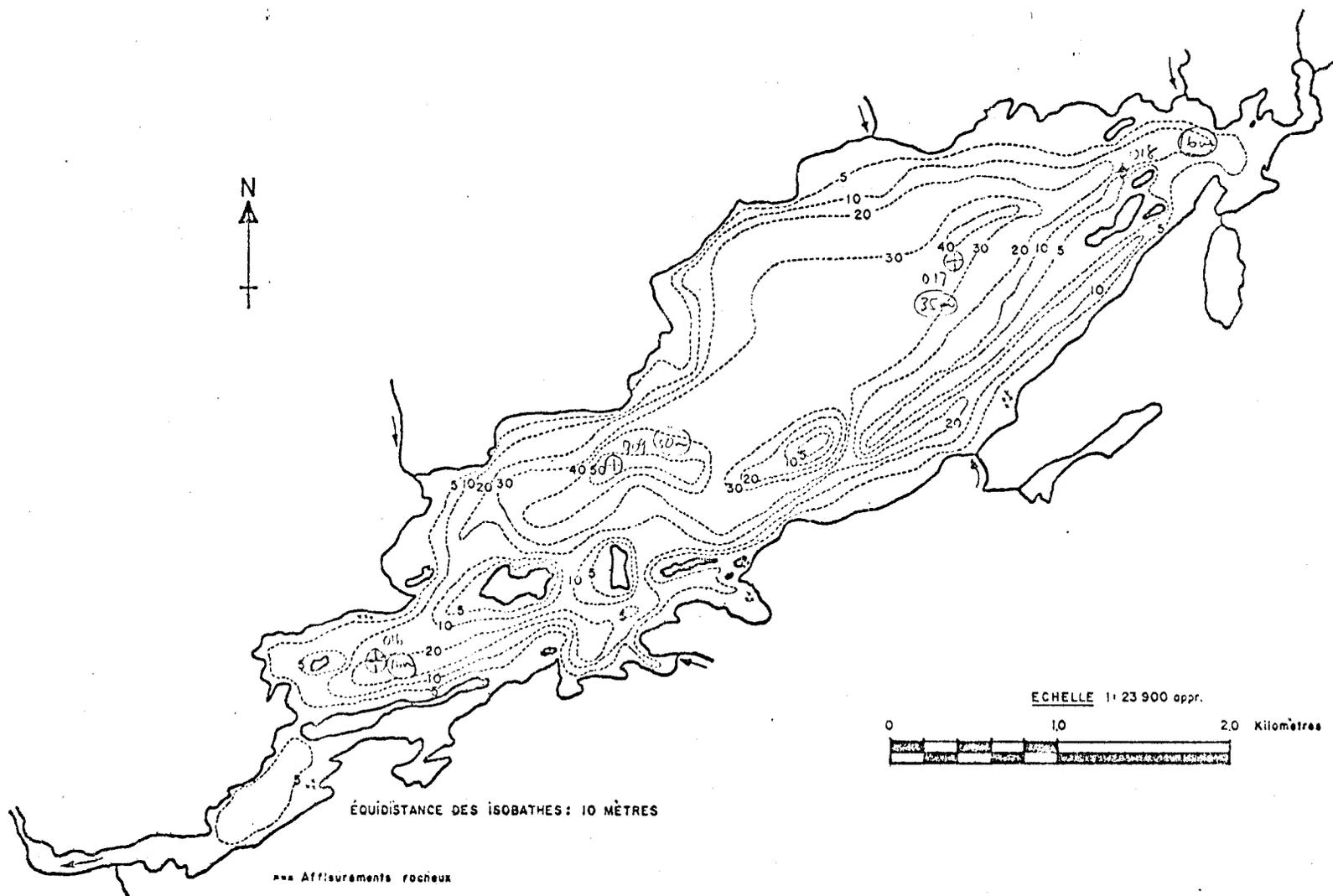


FIGURE 2.2 : LAC NATHALIE BATHYMETRIE

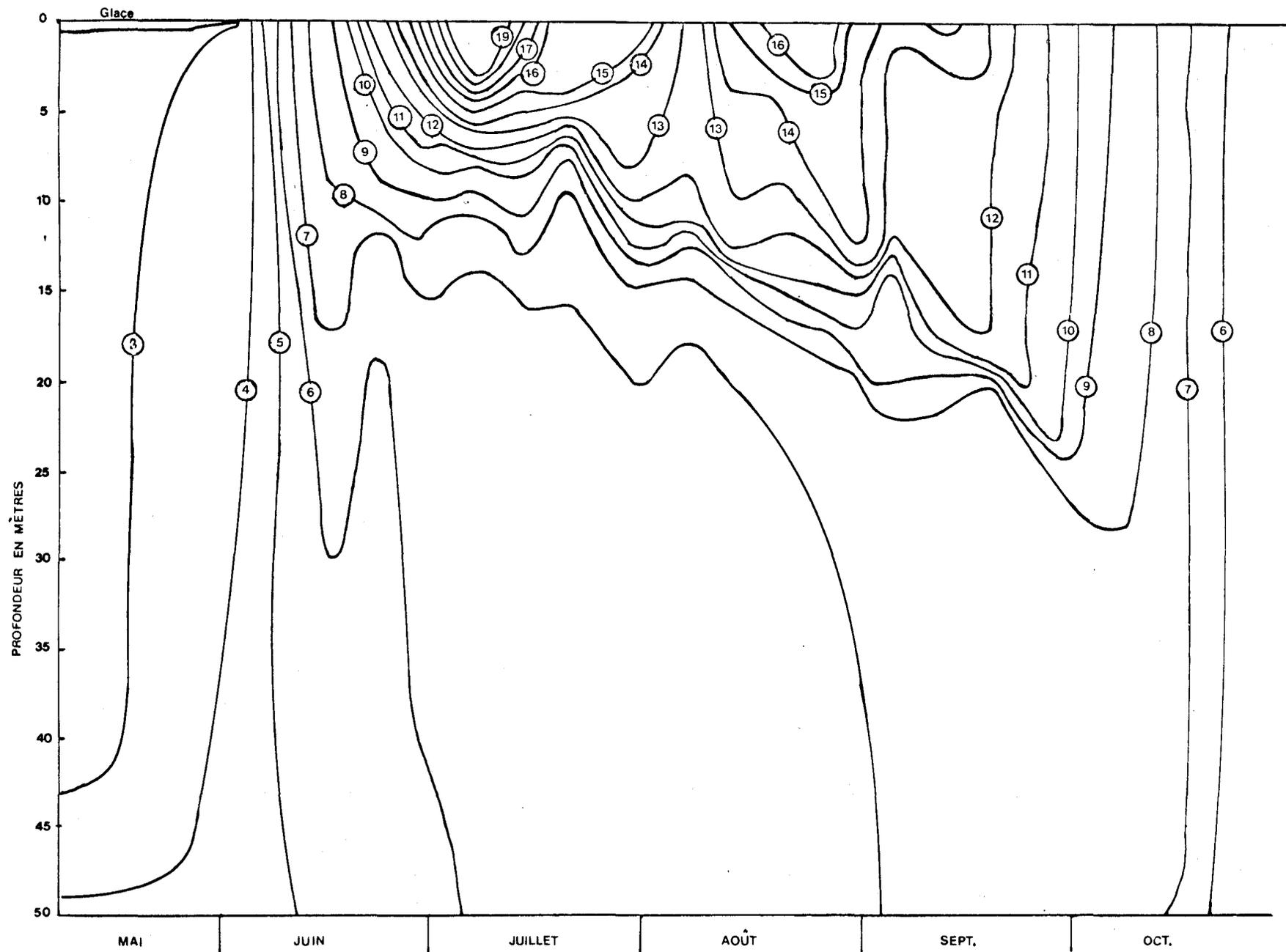


FIGURE 2.3: Evolution de la température de l'eau à la station SB 909 en fonction de la profondeur de mai à octobre 1976.

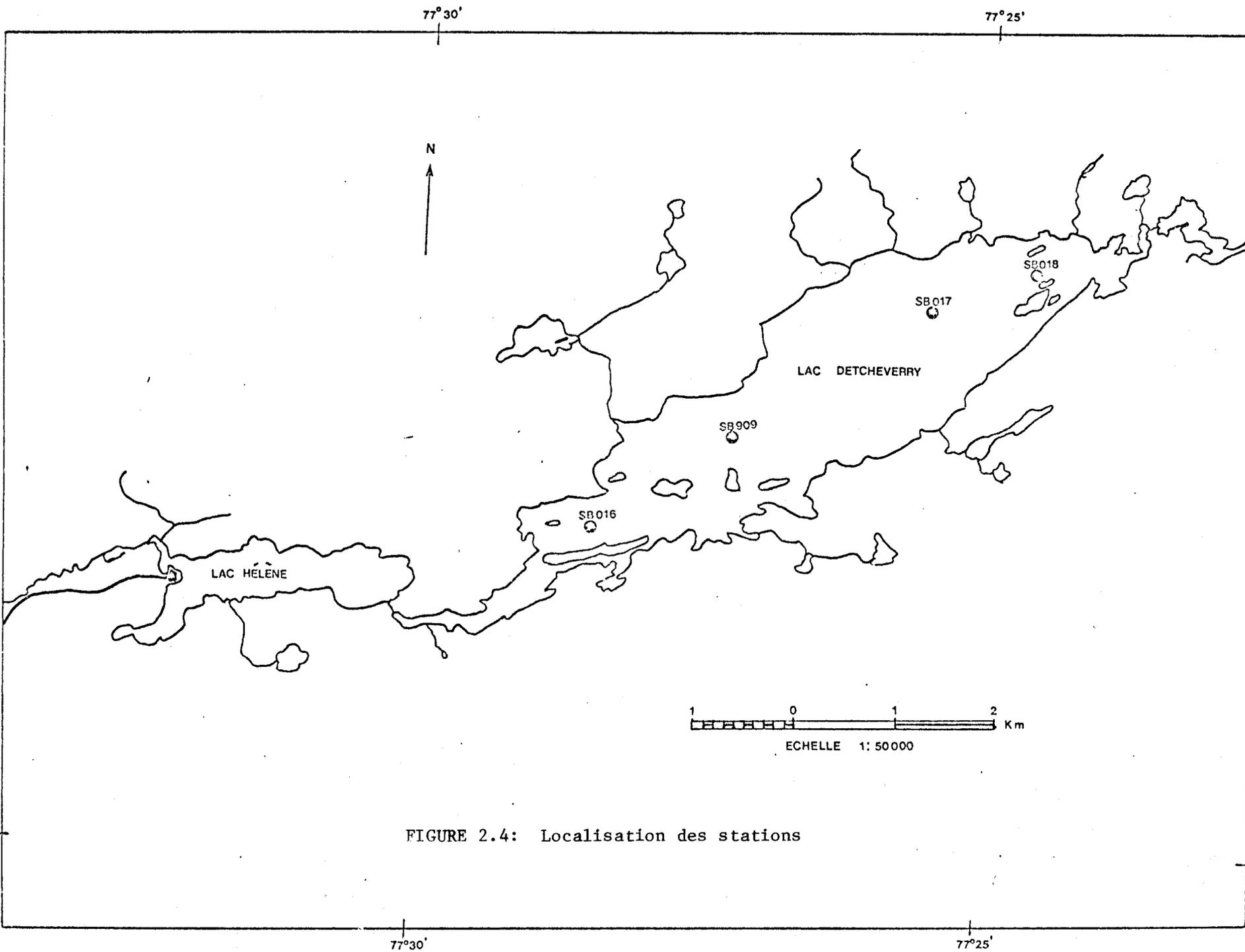


FIGURE 2.4: Localisation des stations

CHAPITRE 3

CHLOROPHYLLE "A"

F. Rodriguez



### 3.1 Introduction

La méthode du dosage de la chlorophylle est une des méthodes les plus couramment employées dans les études écologiques du phytoplancton.

Sans vouloir faire l'historique de l'utilisation de cette méthode pour évaluer la production végétale, il est bon de se rappeler qu'un grand nombre de chercheurs ont apporté des précisions non seulement sur la méthode elle-même (et sur son principe) mais aussi sur sa signification.

Nous nous bornerons, en premier lieu, à rappeler les fondements mêmes de la méthode. Nous examinerons ensuite les différentes étapes à franchir entre le prélèvement d'échantillons sur le terrain et l'obtention de résultats sur la production des organismes phytoplanctoniques.

Les organismes phytoplanctoniques sont des végétaux. De ce fait, ils possèdent des pigments dont certains sont dits chlorophylliens et d'autres surnuméraires. Les pigments chlorophylliens sont responsables de la photosynthèse et sont donc dits photosynthétiques. Les pigments surnuméraires, et ils sont nombreux, ont pour rôle de transférer l'énergie (Rabinovitch, 1956) pour faire en sorte que les pigments chlorophylliens aient un rendement optimal.

La chimie reliée à l'extraction de la chlorophylle (pigments chlorophylliens) à l'aide de solvants (French, 1971) est bien connue. Il existe différents types de pigments chlorophylliens. Parsons (1961) a montré que la chlorophylle "a" est le type le plus abondant de chlorophylle du phytoplancton; elle est plus abondante que la chlorophylle "b" ou "c".

Le dosage de la chlorophylle "a" peut donc être associé à l'évaluation de la biomasse photosynthétique et c'est ce qu'un bon nombre de chercheurs ont fait. Ainsi, on peut estimer quantitativement le phytoplancton contenu dans un volume d'eau connu d'une manière rapide, plus rapide que par le comptage de cellules.

### 3.2 Problématique

Il existe un nombre considérable d'hypothèse 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 des pigments chlorophylliens (tableau 3.1). Pour chacune des étapes, nous indiquons, dans ce tableau, d'une part, la démarche suivie lors de notre étude (colonne A) et d'autre part, d'autres variantes possibles (colonne B). Les auteurs inscrits dans la colonne C sont ceux qui ont décrit ou précisé la méthodologie propre à chaque étape. Il n'est donc pas nécessaire de revenir sur chacune d'elles.

Il y a cependant deux précisions que nous désirons apporter, d'une part sur la précision donnée par la méthode spectrophotométrique et, d'autre part, sur l'importance des produits de dégradation de la chlorophylle.

Parsons et Strickland (1965) ont montré que la limite inférieure de sensibilité obtenue par la méthode spectrophotométrique est de  $0.2 \text{ mg/m}^3$ . Il s'avère donc nécessaire, à chaque fois que nos valeurs sont faibles ou voisines de cette limite inférieure, d'augmenter la concentration de l'extrait, ce que nous avons fait en utilisant 6 ml d'acétone plutôt que 10 ml lors de l'extraction des pigments.

Lorenzen (1967) et Rai (1973) principalement ont montré que les techniques spectrophotométriques utilisées par Richards et Thompson (1952) et par Parsons et Strickland (1963) pouvaient entraîner des erreurs dans le calcul de la biomasse photosynthétique, surtout si les phéopigments (produits de dégradation de la chlorophylle) avaient une concentration relative importante dans les extraits chlorophylliens par rapport à la chlorophylle.

Pour obtenir des valeurs fiables de la chlorophylle "a", il est nécessaire ou bien de doser les produits de dégradation ou bien d'empêcher leur formation. Nous avons opté pour la dernière alternative en ajoutant du carbonate de magnésium au moment de la filtration

de l'échantillon d'eau; ceci prévient l'acidité et empêche la dégradation de la chlorophylle active en chlorophylle dégradée, i.e. en phéopigments.

Connaissant la quantité de chlorophylle contenue dans un échantillon de phytoplancton, certains auteurs ont cherché la quantité de carbone contenue dans ce même échantillon en utilisant la formule

$$\text{mgC} = F \times \text{mg chlorophylle}$$

Strickland (1960) a cependant montré que la valeur du coefficient F varie de 10 à 100 suivant les populations étudiées. Toutefois, il suggère la valeur de  $F = 30$  pour les populations naturelles dans de bonnes conditions nutritives et  $F = 60$  pour des populations soumises à des fortes intensités lumineuses ou dans les eaux chaudes et pauvres en éléments nutritifs.

### 3.3. Méthodologie

De juin à novembre 1976, 10 échantillons ont été prélevés à chacune des 4 stations (SB-017, SB-018, SB-019 et SB-016) du lac Nathalie et au centre du lac (SB-909) (voir échantillonnage chapitre 2).

La méthode que nous avons utilisée pour doser la chlorophylle "a" se rapproche de celle recommandée par l'UNESCO (1966). L'opération débute par une filtration d'un litre d'eau (additionnée de quelques gouttes de carbonate de magnésium) sur un filtre Millipore .45 $\mu$ . Chaque filtre est gardé au congélateur pendant une période ne dépassant pas 2 semaines. Chaque filtre est ensuite placé dans un tube à centrifuger et broyé dans une solution d'acétone à 90%. Le broyat est ensuite gardé au réfrigérateur pendant 24 heures, ce qui, en pleine noirceur, permet l'extraction des pigments chlorophylliens.

Pour chaque échantillon (ou filtre), les densités optiques des extraits chlorophylliens sont ensuite mesurées aux longueurs d'ondes de 750, 665, 645, 630, 430 et 410 nm. La concentration en chlorophylle "a" est alors obtenue en utilisant la formule de Parsons et Strickland (1963); cette formule tient compte des densités optiques obtenues aux 4 premières longueurs d'ondes.

Nous avons éprouvé la qualité de notre méthode d'analyse. A cet effet, nous avons mesuré la concentration de la chlorophylle "a" d'un échantillon d'eau dont le volume était le double du volume normal en se servant de deux (2) filtres différents, chaque filtre servant pour la moitié du volume initial. Nous avons par la suite effectué un test sur les différences entre des mesures appariées (tableau 3.II).

Il ressort de notre analyse qu'on ne peut mettre en évidence des différences statistiquement significatives entre chacune des deux séries de mesures. 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 de nos méthodes d'analyse puisque les mesures prises indépendamment l'une de l'autre (en utilisant de plus deux filtres différents) donnent les mêmes résultats.

#### 3.4 Résultats et discussions

La valeur de la biomasse phytoplanctonique calculée pour chaque date et pour chaque station d'échantillonnage du lac Nathalie est donnée au tableau 3.III. Les résultats sont exprimés en  $\mu\text{g}/\text{l} \approx \text{mg}/\text{m}^3$  de chlorophylle "a" contenue dans une colonne d'eau de 8 mètres mesurée à partir de la surface de l'eau. Les variations, de juin à octobre 1976, de la biomasse phytoplanctonique à chacune des stations d'échantillonnage sont illustrées à la figure 3.1.

D'une façon générale, la valeur de la biomasse a varié entre 0.63 et 2.53  $\text{mg}/\text{m}^3$  de chlorophylle "a" au cours de la période d'échantillonnage (tableau III). En deux seules occasions, les valeurs ont été inférieures à 1  $\text{mg}/\text{m}^3$ : 0.96 le 17 juin à la station SB-909 et 0.63 le 19 octobre à la station SB-016. Entre ces deux dates, et à

toutes les stations, la biomasse phytoplanctonique était supérieure à 1, sans jamais toutefois, dépasser  $2.53 \text{ mg/m}^3$  de chlorophylle "a". A chaque station, l'écart entre la valeur maximale et la valeur minimale de la biomasse est relativement faible; cet écart est de  $0.91 \text{ mg/m}^3$  de chlorophylle "a" à la station SB-018, de 1.30 à la station SB-017, 1.39 à la station SB-909 et de  $1.79 \text{ mg/m}^3$  à la station SB-016.

La figure 3.1 montre que la station SB-909 située au centre du lac est la station qui présente la plus grande oscillation de la biomasse phytoplanctonique au cours de la période d'échantillonnage. Aux trois autres stations, les oscillations (variations) de la valeur de la biomasse phytoplanctonique sont moins grandes; en général, la valeur de la biomasse augmente légèrement du début à la fin de l'été pour redescendre à l'automne et atteindre une valeur quelque peu inférieure à celle de la biomasse phytoplanctonique observée à la fin du printemps ou au début de l'été.

La figure 3.2 nous donne, quant à elle, une meilleure vue d'ensemble des variations spatio-temporelles de la biomasse phytoplanctonique du lac Nathalie, de la mi-juin à la mi-octobre.

D'après nos calculs réalisés à partir des échantillons recueillis sur une colonne d'eau de 8 mètres de la mi-juin à la mi-octobre,

la teneur moyenne en chlorophylle "a" du lac Nathalie est de 1.8 mg/m<sup>3</sup>; les valeurs individuelles observées varient entre 0.63 et 2.53 mg/m<sup>3</sup>. Schindler et Nighswander (1970) rapportent qu'au lac Clear, lac du Bouclier canadien du sud-est de l'Ontario, la teneur en chlorophylle "a" de la zone euphotique varie au cours de la saison; la valeur maximum est de 4.3 mg/m<sup>3</sup> et s'observe toute de suite après la fonte des glaces alors qu'au cours de l'été et de l'automne, cette valeur varie de 0.5 à 2.5 mg/m<sup>3</sup>. Nous avons manqué de peu les valeurs maximales de la teneur en chlorophylle "a", notre étude ayant débuté après la fonte des glaces. L'analyse d'échantillons prélevés sur une colonne d'eau de 8 mètres ne permet pas d'étudier les variations de la teneur en chlorophylle "a" avec la profondeur au cours de certaines périodes de l'année, particulièrement en été, variations que Alexander et Barsdate (1974) ont signalées pour deux petits lacs sud-arctiques de l'intérieur de l'Alaska, les lacs Ace et Deuce. Une étude supplémentaire sur les variations de la teneur de la chlorophylle "a" avec la profondeur est en cours, des échantillons ayant aussi été prélevés à diverses profondeurs métriques au lac Nathalie en 1976.

Notre étude permet de conclure qu'on peut considérer le lac Nathalie comme un lac oligotrophe compte tenu des concentrations et du faible écart qu'il y a entre les valeurs minimales de la teneur

en chlorophylle "a" observées au cours de la période allant de la mi-juin à la mi-octobre 1976. Les valeurs signalées pour le lac Nathalie se situent en effet entre les limites inférieure et supérieure de 0 et 4.4 mg. chl<sub>a</sub>/m<sup>3</sup> accordé aux lacs oligotrophes par Dowson *et al.* (1974).

### 3.5. Conclusion

Il existe plusieurs méthodes pour apprécier la production primaire qui n'est rien d'autre que la croissance du phytoplancton celle-ci n'étant en fait que la dérivée de la biomasse par rapport au temps. La méthode de la chlorophylle n'est qu'une de ces méthodes. Elle fait appel aux relations qui lient la photosynthèse à l'énergie lumineuse. Il y a lieu, et c'est vrai aussi pour les autres méthodes, de préciser la signification de la production mesurée. Nous avons abordé ce sujet dès la présentation de l'introduction de ce rapport. Nous avons, à cet effet, apporté des précisions non seulement sur les fondements de la méthode mais aussi sur les étapes à franchir entre le prélèvement d'échantillons et l'obtention de résultats sur la production des organismes phytoplanctoniques. Nous avons aussi présenté des variantes possibles à la méthode telle que nous l'avons utilisée.

Nous aimerions dans cette partie du rapport apporter quelques

remarques touchant à la fois aux techniques et aux résultats attendus; celles-ci visent l'efficacité de la recherche en regard des objectifs de celle qui a été entreprise au lac Nathalie et du type d'information désiré. Cette recherche avait pour objectifs à la fois d'éprouver la méthode de la chlorophylle (partie technique) et d'obtenir des résultats permettant l'intégration de la méthode à un réseau de surveillance écologique.

Nous avons démontré que la méthode de la chlorophylle est une méthode facilement utilisable pour évaluer d'une façon simple la biomasse des producteurs primaires. Chacune des étapes de travail, depuis le prélèvement d'un échantillon jusqu'à l'obtention de résultats sur la production primaire, est de contrôle à la fois simple et facile; chacune peut être modifiée en fonction du type d'information désiré. Il est en effet possible, par exemple, d'obtenir des données sur la chlorophylle "a" avec ou sans phéophytine et même sur les phéopigments uniquement. En plus de suivre les fluctuations de la biomasse phytoplanctonique, il est aussi possible de suivre celles du quotient des densités optiques d'extraits acétoniques de pigments aux longueurs d'ondes D.O. 0430/D.O. 0665. Ceci permet de déterminer si une population est jeune et fortement productrice de chlorophylle "a" ou si, au contraire, elle est vieille.

La méthode de la chlorophylle est d'un intérêt certain. Nous

croyons qu'il y a avantage à utiliser cette méthode pour évaluer la production primaire, en l'insérant dans un programme de réseau de surveillance écologique, d'autant plus qu'on peut établir une relation entre la chlorophylle "a" mesurée en mg et la production photosynthétique qu'elle catalyse, en mg de carbone par heure. Il est nécessaire d'estimer cette relation précisément pour la population correspondant aux eaux que nous étudions. Rappelons en terminant qu'il est possible de calculer la production primaire en reliant la teneur en chlorophylle et l'intensité lumineuse. Ce sont là des paramètres dont il faudrait tenir compte au moment de l'implantation d'un réseau de surveillance écologique dont le rôle principal doit être de nous renseigner d'une façon dynamique sur les changements et sur l'évolution de la biomasse phytoplanctonique.

TABLEAU 3.1 : Différentes étapes pour la détermination des pigments chlorophylliens. A) Démarche suivie lors de notre étude; B) D'autres variantes possibles; C) Auteurs à consulter.

ETAPES	A	B	C
a) Prélèvement de l'échantillon	Intégration de la colonne d'eau	Echantillon (S) ponctuel (S)	
b) filtration de l'échantillon	Volume d'eau filtrée 1 l qualité des filtres Millipore et Whatman GF/C addition de $MgCO_3$ ( $\pm$ 1 ml)	2, 3 ou X l Millipore, Whatman ou Gelman sans addition	Creitz et Richards (1955)  Richards et Thompson (1952); Rai (1973)
c) conservation de l'échantillon	au froid et à la noirceur	idem	Rai (1973) Strickland et Parsons (1960)
d) extraction des pigments	à l'acétone 90% (6 ml)	à l'acétone 80%, 90% (X ml) ou Methanol	Rai (1973)
e) lecture des valeurs	spectrophotométrie  sans et avec HCl 1N	  fluorométrie sans et avec HCl 1N	Richards et Thompson (1952); Rai (1973) Holm-Hansen et al., (1965) Lorenzen (1965, 1967)
f) calculs	densités optiques	fluorescence (F Chl)	UNESCO (1966); Rai (1973) Mouyssi (1973)

TABLEAU 3.2 : Test sur les différences entre des mesures appariées.

$X_A$	$X_B$	$Y = (X_A - X_B)$
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

$$N = 6$$

$$\Sigma Y = 1.2$$

$$\Sigma Y^2 = 0.427$$

$$\bar{Y} = 0.22$$

$$S_Y^2 = 0.0374$$

$$S_Y = 0.19339$$

$$S_{\bar{Y}}^2 = 0.00623$$

$$S_{\bar{Y}} = 0.07895$$

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

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

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.

**TABLEAU 3.3 :** Valeur de la biomasse phytoplanctonique calculée pour chaque date et pour chaque station d'échantillonnage du lac Nathalie. Les résultats sont donnés en  $\mu\text{g}/\ell \approx \text{mg}/\text{m}^3$  de chlorophylle a contenue dans une colonne d'eau de 8 mètres mesurée depuis la surface.

DATE	STATIONS	SB-018	SB-017	SB-909	SB-016
11 juin		-	-	-	-
17 juin		1.69	1.32	.96	1.31
1 juillet		1.79	2.11	1.89	1.61
15 juillet		1.71	1.44	1.37	1.80
30 juillet		1.78	1.49	1.46	1.92
10 août		1.58	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		1.99	2.07	2.00	2.13
21 septembre		2.08	2.08	1.36	1.98
5 octobre		2.29	2.53	2.19	2.42
19 octobre		1.45	1.23	1.37	.63

FIGURE 3.1: Variations de la biomasse phytoplanctonique à chacune des 4 stations d'échantillonnage du lac Nathalie de la mi-juin à la mi-octobre.

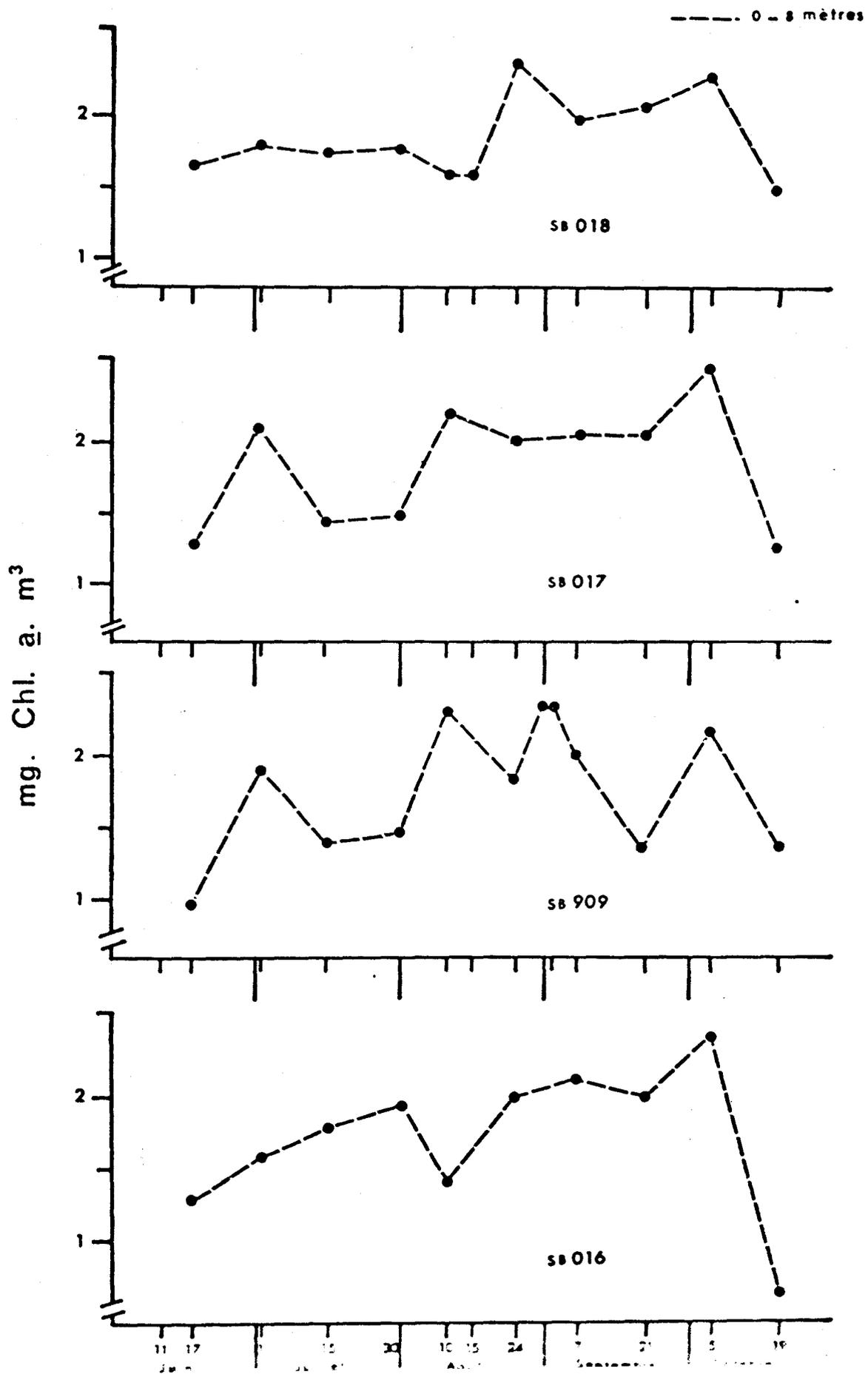
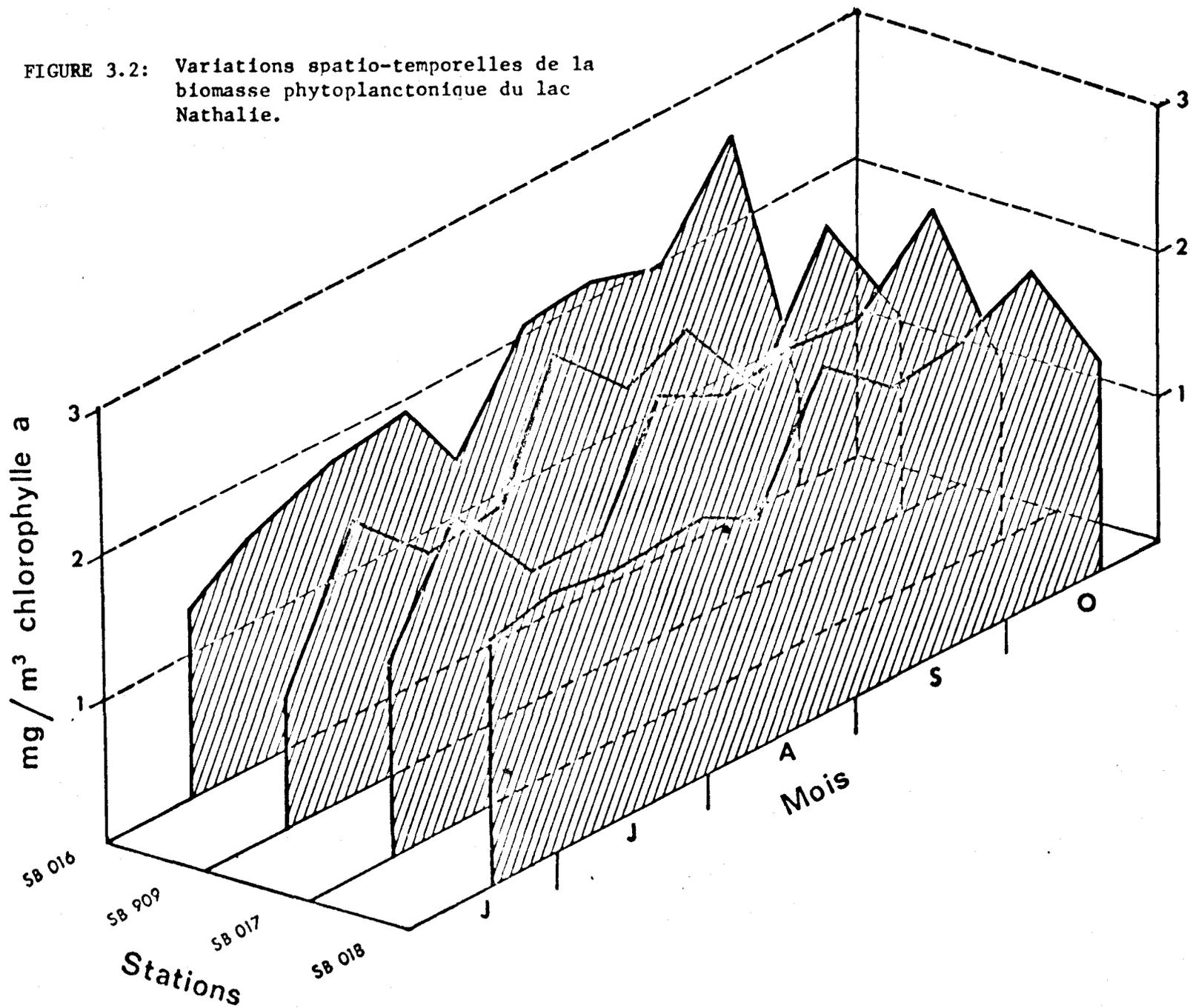


FIGURE 3.2: Variations spatio-temporelles de la biomasse phytoplanctonique du lac Nathalie.



3.6 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ALEXANDER, V. et R.J. BARSDATE. 1974. Limnological studies of a subarctic lake system. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.*, 59(6): 737-757.
- ANONYME. 1973. Determination of algae in natural waters by fluorometry. *Fluorometry Reviews*, Turner Associates, California, 4p.
- CREITZ, G. et F. RICHARDS. 1955. The estimation and characterization of plankton population by pigments analysis. III. A note on the use of "millipore" membrane filters in the estimation of plankton pigments. *J. Mar. Res.*, 14(3): 211-216.
- DOWSON, H.F.H., M. GILBERTSON et P.G. SLY. 1974. A summary and comparison of nutrients and related water quality in lakes Erie, Ontario, Huron and Superior. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 31: 731-738.
- FRENCH, C.S. 1971. The distribution and action in photosynthesis of several forms of chlorophyll. *Proc. Nat. Acad. Sci. U.S.A.*, 68(11): 2893-2897.
- HOLM-HANSEN, O., E.J. LORENZEN, R.W. HOLMES et J.D.H. STRICKLAND. 1965. Fluorometric determination of chlorophyll. *J. Cons. perm. int. Explor. Mer*, 30(1): 3-15.
- LORENZEN, D. 1965. A note on the chlorophyll and pheophytin content on chlorophyll maximum. *Limnol. Oceanogr.*, 12(2): 343-346.
- LORENZEN, D. 1967. Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 12(2): 343-346.
- PARSONS, T.R. 1961. On the pigment composition of eleven species of marine phytoplankters. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 18(6): 1017-1025.
- PARSONS, T.R. et J.D.H. STRICKLAND. 1963. Discussion of spectrophotometric determination of marine plant pigments, with revised equation for ascertaining chlorophylls and carotenoids. *J. Mar. Res.*, 21(3): 155-163.

- PARSONS, T.R. et J.D.H. STRICKLAND. 1965. Particulate organic matter. III.I Pigment analysis. III.I.I. Determination of phytoplankton pigments. J. Fish. Res. Bd. Can., 18: 117-127.
- RABINOVITCH, E.I. 1956. Photosynthesis and related processes. Interscience Publishers. N.Y. Vol. II, Part II.
- RAI, H. 1973. Methods involving the determination of photosynthetic pigments using spectrophotometry. Vert. Internat. Verein. Limnol., 18: 1864-1875.
- RICHARD, F.A. et T.G. THOMPSON. 1952. The estimation and characterization of plankton populations by pigments analysis. II. A Spectrophotometric method for the estimation of plankton pigments. J. Mar. Res., II: 156-172.
- SCHINDLER, D.W. et J.E. NIGHSWANDER. 1970. Nutrient supply and primary production in Clear lake, eastern Ontario. J. Fish. Res. Bd. Can., 27: 2009-2036.
- STRICKLAND, J.D. H., 1960. Measuring the production of marine phytoplankton. Fish. Res. Bd. Can., Bull. 122: 172p.
- STRICKLAND, J.D.H. et T.R. PARSONS. 1960. A manual of sea water analysis. Fish. Res. Bd. Can., Bull. 125: 185p.
- UNESCO. 1966. Determination of photosynthetic pigments in sea-water. Monogr. Oceanographic Methodology, 1: 69p.

CHAPITRE 4

DENOMBREMENT CELLULAIRE DES ALGUES

F. Rodriguez



#### 4.1 Introduction

L'étude du phytoplancton de l'ensemble des lacs et des rivières de l'intérieur du territoire de la baie James n'a été entreprise qu'en 1973. Les principales caractéristiques phycologiques de ces milieux ont alors été décrites (Ostrofsky, 1974; Ostrofsky et Duthie, 1974; Contant *et al.*, 1974). Depuis 1974, les programmes d'études ont été centrés sur l'étude de la structure des communautés phytoplanctoniques de surface et sur la répartition spatio-temporelle des espèces de trois lacs, les lacs Julie, Hélène et Nathalie, et d'une tourbière réticulée. Les résultats du dénombrement de toutes les espèces du phytoplancton de surface recueilli en 1974 au lac Julie, à la tourbière réticulée et à la station SB-159 du lac Hélène de même que ceux du dénombrement partiel (A. formosa et T. flocculosa seulement) du phytoplancton de surface des stations SB-909 (anciennement SB-001) et SB-014 du lac Nathalie ont déjà été publiés (Rodriguez et Venne, 1976). Ce n'est que récemment que le dénombrement de toutes les espèces du phytoplancton de surface recueilli en 1974 au lac Nathalie a été réalisé. Ces résultats de même que ceux des échantillons recueillis dans ce lac en 1975 feront l'objet d'un rapport de recherches durant la présente année. En 1976, il y a eu 4 stations d'échantillonnage au lac Nathalie. La station SB-909 avait déjà

été visitée en 1974 et en 1975. Trois nouvelles stations ont été visitées: les stations SB-016, 017 et 018. Le présent rapport traitera donc des résultats du dénombrement de toutes les espèces du phytoplancton de surface recueilli au lac Nathalie.

#### 4.2 Problématique

Parmi les nombreuses méthodes proposées pour l'évaluation quantitative du phytoplancton, les méthodes de dénombrement prennent une place importante. La qualité et la quantité de travail qu'elles nécessitent sont souvent redoutées, mais la précision et la multiplicité des renseignements qu'elles peuvent fournir les rendent parfois indispensables.

En effet, la structure des communautés phytoplanctoniques peut être étudiée en prenant l'individu comme unité de référence. Ceci permettra, par la suite, d'apprécier, par exemple, les communautés d'organismes et les rapports qu'elles présentent avec les conditions du milieu, le degré de maturité de la population et la diversité spécifique. Enfin, pour mieux comprendre les phénomènes écologiques, on peut s'intéresser aux relations entre les éléments plus qu'aux éléments eux-mêmes.

Malgré les informations pertinentes qu'elle donne, la méthode du dénombrement aboutit à l'obtention de valeurs relatives et ce pour diverses raisons: telles l'appréciation individuelle, la façon de poser le problème et les erreurs impliquées dans la méthode. Les étapes et les sources possibles d'erreurs impliquées dans cette méthode sont données aux tableau 4.1. Les causes d'incertitude sont cependant facilement identifiables et il est possible de maintenir la précision toujours au même degré. L'augmentation de la précision d'une méthode n'est pas toujours nécessaire. Une diminution du travail requis (durée du dénombrement) ne peut être obtenue que par une amélioration de la technique.

#### 4.3. Méthodologie

De juin à novembre 1976, 10 échantillons ont été prélevés à chacune des 4 stations (SB-017, SB-018, SB-909 et SB-016) du lac Nathalie (voir chapitre 2).

Comme auparavant (Rodriguez et Venne, 1976), nous avons adopté, pour nos comptages, la technique d'Utermöhl (1958) en tenant compte des remarques formulées par divers auteurs et résumées par Uehlinger (1964). Cette technique d'évaluation du phytoplancton est simple si on fait exception des problèmes taxonomiques. Une

série de prélèvements d'un volume d'eau donné est pratiquée dans des conditions aussi identiques que possible et on fixe l'échantillon à l'aide de la solution de Lugol. Après avoir bien agité l'échantillon on verse une partie de celui-ci dans des cuves Wild de 10 ml. On laisse les cuves pendant 24 heures pour que la matière en suspension puisse se déposer après quoi, on effectue le comptage des organismes phytoplanctoniques. Les résultats s'expriment, pour chaque espèce, en nombre de cellules par 10 ml d'abord et par litre ensuite.

#### 4.4. Résultats et discussions

##### 4.4.1 Nombre d'individus et espèces

Les résultats du dénombrement des organismes phytoplanctoniques effectué pour chaque date d'échantillonnage aux stations SB-018, -017, -909 et -016 sont consignés aux tableaux 4.II, 4.III, 4.IV et 4.V respectivement. Dans chaque cas, on donne le nombre d'individus par litre de chaque groupement systématique et le nombre total de tous les organismes phytoplanctoniques recueillis à chaque date d'échantillonnage. La classification des espèces suit celle de Bourrelly (1966, 1969, 1970).

Il ressort principalement des tableaux 4.II à 4.V que

120 espèces d'organismes phytoplanctoniques se retrouvent au lac Nathalie: 59 espèces de Diatomophycées dont 35 se retrouvent aux 4 stations à la fois, 10 espèces de Chrysophycées dont 9 communes aux 4 stations, 16 espèces de Chlorophycées dont 10 communes aux 4 stations, 25 espèces de Cyanophycées dont 19 communes aux 4 stations et, enfin, de 3 espèces de Pyrrophytes toutes communes aux 4 stations. Aux 79 espèces communes à toutes les stations s'ajoutent les flagellés non identifiés.

#### 4.4.2. Fluctuation de la densité du phytoplancton de surface:

De la mi-juin à la mi-octobre, le phytoplancton subit un développement semblable à chacune des 4 stations d'échantillonnage (figure 4.1). Vers la mi-juin, le nombre total de cellules par litre est relativement faible; il varie de 22600 à 49640 selon la station d'échantillonnage (tableaux 4.II à 4.V). Durant la deuxième quinzaine de juin, la densité totale des individus augmente très rapidement et dès la fin du mois, elle est de 574720 à 780100 cellules par litre. Du début de juillet jusqu'à la mi-octobre, la densité des individus reste relativement élevée et se maintient entre 382100 et 742250 cellules par litre; les nombres les plus faibles

s'observent à la fin de juillet et au début d'août aux quatre stations et jusqu'à la troisième semaine du mois d'août à la station SB-016. Après ces dates, le nombre de cellules subit une nette augmentation et réatteint les nombre observés du début à la mi-juillet. A partir du début d'octobre, on note à nouveau une diminution de la densité totale des individus, leur nombre atteignant alors celui déjà observé à la fin de juillet.

#### 4.4.3 Successions et composition spécifique du phytoplancton de surface

A ce patron global de l'évolution (variation) du nombre d'organismes phytoplanctoniques par litre au cours de la saison, phénomène remarquablement semblable aux quatre (4) stations à la fois, s'ajoutent, au cours de cette même période, des changements notables dans la composition des populations phytoplanctoniques, phénomène décrit sous le terme de succession.

Ainsi, les figures 4.2, 4.3, 4.4 et 4.5 montrent que les populations phytoplanctoniques de chacune des quatre (4) stations d'échantillonnage semblent évoluer de la même façon.

A la mi-juin, les Diatomophycées et les Chrysophycées constituent à elles seules de 63 à 73% de la population phytoplanctonique du lac Nathalie; chez les Diatomophycées (32-47%) les espèces les plus abondantes (celles qui constituent plus de 5% de la population phytoplanctonique totale) sont Asterionella formosa (7-10%), Tabellaria flocculosa (6-7%), T. fenestrata (2-8%) et Rhizosolenia eriensis (3-6%); chez les Chrysophycées (19-39%), les espèces les plus abondantes sont Dinobryon bavaricum (11-24%) et D. cylindricum (4-10%). Les flagellés, quant à eux, constituent de 20 à 29% de cette population. Les autres groupes systématiques sont peu importantes, chaque espèce constituant moins de 3% de la population.

Dès le début de juillet, la densité des Chrysophycées augmente; elles constituent, à elles seules, de 68 à 71% de toute la population. Dinobryon bavaricum est alors l'espèce très nettement dominante (55-62%) non seulement des Chrysophycées mais aussi de toute la population phytoplanctonique. La densité des Diatomophycées n'est que de 15 à 17%, l'espèce dominante de ce groupe étant Rhizosolenia eriensis (6-8%), et celle des flagellés, inférieure à 8%.

A la mi-juillet, les Chrysophycées dominent encore en

constituant de 53 à 55% de la population phytoplanctonique; Dynobryon bavaricum, en particulier, reste très nettement dominante, sa densité variant de 14 à 46%. Au même moment, la densité des Diatomophycées n'est que de 22 à 24%, même si elle a augmenté par rapport à ce qu'elle était au début du mois. Cet accroissement de la densité des Diatomophycées dépend principalement de Rhizosolenia eriensis dont la densité atteint maintenant 12 à 15%. Les flagellés de même que les Pyrrophytes et les Cyanophycées restent peu importants.

Dès la fin de juillet, la population phytoplanctonique du lac Nathalie est constituée à 90% d'individus appartenant principalement à trois familles, chacune d'elles formant à peu près le tiers de la population: les Chrysophycées, les Diatomophycées et les Cyanophycées, les individus de cette dernière famille ayant beaucoup proliféré au cours de la dernière quinzaine de juillet. Chez les Chrysophycées, la densité de Dinobryon bavaricum a diminué de moitié; elle varie de 17 à 22% à la plupart des stations sauf à la station SB-909 où elle est encore de 37%; Dinobryon bavaricum demeure néanmoins l'espèce dominante de la population phytoplanctonique du lac Nathalie au mois de juillet. Chez les Diatomophycées,

l'espèce dominante est encore Rhizosolenia eriensis (9-14%). Chez les Cyanophycées dont la densité totale croît lentement au fur et à mesure qu'avance l'été, Merismopedia glauca (4-10%) et Dactylococcopsis acicularis (4-8%) sont les espèces les plus importantes.

Les trois familles dont il vient d'être question continuent de constituer près de 85% de l'ensemble de la population phytoplanctonique jusqu'à la mi-août environ. Les espèces dominantes sont Dinobryon bavaricum (14-17%), dont la très nette dominante s'est éclipsée, Rhizosolenia eriensis (14-17%), Merismopedia glauca (11-14%) et Dactylococcopsis acicularis (8-10%); ces espèces sont suivies de Tabellaria flocculosa (4-7%) et de celles du genre Synedra (4-5%).

La densité relative totale des Chrysophycées commence à diminuer à partir de la mi-août: de 22 à 27%, elle passe à 12 à 14% à la fin août puis à moins de 10% au cours du mois de septembre et à moins de 5% en octobre. Cette chute s'accompagne de celle de Dinobryon bavaricum dont l'importance s'est très nettement atténuée. D'une façon générale, entre la mi-août et la mi-octobre, les Diatomophycées constituent de 27 à 39% de la population phytoplanctonique du lac. Durant la même période, les Cyanophycées voient leur densité relative totale varier de

22 à 37%, la densité la plus forte s'observant surtout à la fin du mois d'août. A la fin du mois d'août, les espèces dominantes sont, par ordre d'importance, Rhizosolenia eriensis (13-15%), Merismopedia glauca (12-13%), Dactylococcopsis acicularis (8-10%) (celle-ci étant cependant dominante avec 19% à la station SB-016 uniquement) et Tabellaria flocculosa (4-8%); les Cyclotella autres que C. bodanica (5-6%) viennent ensuite. Dès la fin de la première semaine de septembre, Merismopedia glauca (11-14%) surpasse légèrement Rhizosolenia eriensis (12%). Il y va de même pour Tabellaria flocculosa (6-9%) qui surpasse Dactylococcopsis acicularis (6-8%), ces deux espèces étant elles mêmes surpassées par les Cyclotella autres que C. bodanica (8-12%). Ce n'est qu'au début du mois d'octobre que Tabellaria flocculosa (7-12%) arrive à se classer au deuxième rang des espèces dominantes, après Merismopedia glauca (17-19%). Viennent ensuite les Cyclotella spp. (7-8%) et Rhizosolenia eriensis (6-8%). A la mi-octobre, la composition spécifique du phytoplancton de surface du lac Nathalie change peu, mise à part la légère augmentation de la densité relative d'une Cyanophycée, Aphanocapsa elachista v. planctonica (4-6%). Les flagellés qui avaient été relativement importants à la mi-juin (20-29%) mais qui, de la fin juin à la mi-août, s'étaient maintenus à une densité le plus

souvent inférieure à 15%, arrivent à former de 16 à 25% de la population phytoplanctonique à la fin août, de 25 à 34% au mois de septembre et de 29 à 34% de cette population au cours des mois de septembre et d'octobre.

En résumé, la structure de la population phytoplanctonique de surface du lac Nathalie varie au cours de la période allant de la mi-juin à la mi-octobre. Les variations concernant à la fois les groupes taxonomiques et les espèces dominantes qui constituent la majeure partie de la population.

A la mi-juin, la population est constituée de Diatomophycées principalement, mais aussi de flagellés et de Chrysophycées. Au début de juillet, elle est composée principalement de Chrysophycées, de Diatomophycées et de Cyanophycées qui la composent. De la mi-août à la mi-octobre, la population se compose surtout de Diatomophycées, de Cyanophycées et de flagellés. Les Diatomophycées sont un peu plus abondantes que les Cyanophycées et les flagellés jusqu'au début d'octobre. A la mi-octobre, les flagellés sont plus abondants que les Cyanophycées qui elles-mêmes sont un peu plus abondantes que les Diatomophycées.

Au cours du mois de juillet, Dinobryon bavaricum

représente plus de 50% de la population phytoplanctonique; c'est la seule espèce à atteindre un si haut pourcentage de la population totale au cours de la saison d'échantillonnage. La densité des autres espèces phytoplanctoniques n'atteint jamais celle atteinte par Dinobryon bavaricum au mois de juillet. A certains moments, elles peuvent être soit dominantes, soit co-dominantes. En juin, à la plupart des stations, Asterionella formosa, Tabellaria flocculosa, T. fenestrata, Rhizosolenia eriensis et D. cylindricum sont les espèces qui viennent à la suite de D. bavaricum. Au début d'août, plusieurs espèces co-dominent: D. bavaricum, Rhizosolenia eriensis, Merismopedia glauca et Dactyloccopsis acicularis. A la fin août et au début de septembre, Merismopedia glauca et Rhizosolenia eriensis dominent sur Dactyloccopsis acicularis et Tabellaria flocculosa, D. bavaricum n'étant plus dominant. A la fin de septembre et durant les premières semaines d'octobre, Merismopedia glauca domine nettement sur Tabellaria flocculosa dont le pourcentage est quand même supérieur à ceux des autres espèces mentionnées jusqu'ici.

#### 4.4.4 Variations de l'indice de diversité D' de Margalef

Bien que nos données se limitent à une période assez courte

allant de la mi-juin à la mi-octobre 1976, il est quand même possible de suivre l'évolution de la diversité spécifique, en calculant la valeur de l'indice de diversité  $D'$  de Margalef (1956, 1957, 1961) tout au long de cette période. Les valeurs de  $D'$  calculées pour chaque date et pour chaque station d'échantillonnage du lac Nathalie sont consignées au tableau 4.VI. Il ressort de ce tableau que les valeurs extrêmes rencontrées au lac Nathalie de la mi-juin à la mi-octobre sont de 1.96 et 3.74 bits par individus. La figure 4.6 montre une évolution assez semblable des valeurs de  $D'$  tout au long de la période d'étude à chacune des stations d'échantillonnage. Dès le début de notre étude le 17 juin, la diversité spécifique est relativement élevée (2.93 à 3.74 selon la station). Dès le début juillet, la diversité spécifique tombe à sa valeur la plus faible observée au cours de la période d'échantillonnage (1.96 à 2.22). A partir de cette date, la valeur de l'indice  $D'$  augmente graduellement. A la mi-juillet, la diversité spécifique atteint déjà 2.49 à 2.58 bits par individu. A la fin juillet, elle est de 3.05 à 3.58. De la fin juillet à la mi-octobre, la diversité spécifique demeure relativement élevée (3.05 à 3.65); les valeurs de  $D'$  les plus fortes s'observent au cours du mois d'août à la plupart des stations et

au début de septembre à la station SB-016. A partir de ces dates, la diversité spécifique diminue légèrement à la plupart de ces dates, la diversité spécifique diminue légèrement à la plupart des stations pour atteindre 3.05 à 3.21 bits par individu à la mi-octobre. On note cependant, au cours de cette période, quelques irrégularités dans la diminution de la diversité spécifique à la station SB-016 le 24 août et à la station SB-018 le 7 septembre. Ces deux diminutions relativement rapides sont ensuite suivies d'une augmentation de la diversité spécifique elle-même suivie par la suite d'une autre diminution.

Le simple examen de la figure 4.6 montre que l'indice de diversité  $D'$  de Margalef reflète de façon très précise l'évolution des populations phytoplanctoniques du lac Nathalie. Cet indice qui tient compte à la fois du nombre d'espèces et du nombre d'individus de chaque espèce de la communauté phytoplanctonique confirme en quelque sorte ce que nous avons déjà dit au sujet de la succession des espèces tout au long de la période de notre étude. La valeur relativement élevée de la diversité spécifique à la mi-juin coïncide avec la co-dominance de certaines Diatomophycées (Asterionella formosa et Tabellaria flocculosa), de certaines Chrysophycées (Dinobryon bavaricum) et des flagellés. La forte diminution de  $D'$

au début et au cours de juillet correspond à une très forte poussée de Dinobryon bavaricum. L'augmentation de la diversité au début du mois d'août est due à la présence simultanée de plusieurs espèces co-dominantes: D. bavaricum (Chrysophycées), Rhizosolenia eriensis, Synedra spp. (Diatomophycées), Merismopedia glauca et Dactylococcopsis acicularis (Cyanophycées). La poursuite de l'augmentation de la diversité spécifique de la seconde partie du mois d'août à la plupart des stations coïncide avec la poussée simultanée de quelques Diatomophycées (surtout Rhizosolenia eriensis) et de quelques Cyanophycées (Merismopedia glauca et Dactylococcopsis acicularis). La diminution de la diversité spécifique observée à la station SB-016 le 24 août coïncide, entre autres, probablement avec la poussée plus marquée de Dactylococcopsis acicularis à cette station tandis que celle observée le 7 septembre à la station SB-018 correspond à une poussée plus marquée de Merismopedia glauca dans cette partie du lac. La valeur relativement élevée de D' au cours des mois de septembre et d'octobre est due à la présence de plusieurs espèces qui se succèdent tour à tour après avoir subi chacune une poussée (Merismopedia glauca et Rhizosolenia eriensis dominant sur Tabellaria flocculosa et sur Dactylococcopsis acicularis au début septembre; Merismopedia glauca dominant sur Tabellaria

flocculosa, celle-ci dominant les Cyclotella, Rhizosolenia eriensis et Aphanocapsa elachista v. planctonica à la fin septembre).

#### 4.4.5 Comparaison des résultats avec ceux d'autres eaux oligotrophes

Les observations que nous avons faites sur le phytoplancton de surface du lac Nathalie, à savoir les variations de la densité, l'évolution en termes d'organisation complexe des populations phytoplanctoniques ont porté sur une période relativement courte allant de la mi-juin à la mi-octobre 1976 seulement. Nous ne pouvons pas à l'heure actuelle, notre étude sur le phytoplancton recueilli en 1975 n'étant pas complétée, envisager la constance ou la non constance au cours des ans des phénomènes que nous avons décrits. Peu d'études à long terme ont été faites sur les lacs du Bouclier précambrien. Les résultats de celles-ci sont, de plus, souvent très différents. Kling et Holmgren (1972) dont l'étude a porté sur le phytoplancton de 4 lacs de ELA (Experimental Lakes Area) du nord-ouest de l'Ontario, en 1969 et 1970, disent que même si les Chrysophycées dominant tout au long de l'année dans la plupart des lacs de cette région il est des lacs, dont le lac 303, où les Diatomophycées ont dominé d'une façon exceptionnelle

durant l'été 1969 et d'autres (lacs 239 et 305) où les Cryptophycées et les Diatomophycées suivent en abondance après les Chrysophycées et d'autres enfin, dont le lac 304, où ce sont les Cryptophycées et les Cyanophycées qui dominent après les Chrysophycées.

Ces chercheurs ont montré qu'au lac 239, au cours des 2 années successives d'étude, il n'y a pas eu de changement dans le modèle de succession mises à part les différences rencontrées quant aux valeurs et quant aux dates d'apparition du maximum de la biomasse phytoplanctonique; les changements étant dus à l'arrivée tardive du printemps. Schindler et Nighswander (1970) ont montré qu'au cours d'une étude d'une seule année, les Chrysophycées constituent le groupe dominant des communautés phytoplanctoniques d'un lac du sud-est de l'Ontario. Willen (1969) rapporte pour un petit lac au sud-est de la Suède, une prédominance des Diatomophycées pendant la première année d'étude et une dominance de Chrysophycées et Cryptophycées durant la deuxième année. Holmgren (1968) signale des variations considérables, d'une année à l'autre pendant 3 ans, dans un lac sub-arctique suédois.

Enfin, en dehors des facteurs comme la température,

l'intensité lumineuse, le taux de sels nutritifs, la présence de substances organiques secrétées ou excrétées et le taux de multiplication des cellules, il semble que certaines espèces, même si elles sont négligeables dans les relevés, puissent persister toute l'année en petit nombre et subir une poussée quand les conditions redeviennent favorables (Riley, 1966).

#### 4.5 Conclusion

Mises à part les observations que nous avons faites sur les variations de la densité du phytoplancton tout au long de la période allant de la mi-juin à la mi-octobre, la méthode du dénombrement cellulaire a permis évidemment d'énumérer les espèces présentes dans les eaux de surface du lac Nathalie. Cette méthode et les calculs qu'elle impose ont aussi permis de montrer, d'une part, l'existence d'une succession écologique des espèces phytoplanctoniques au cours de cette même période et, d'autre part, la très nette dominance d'une Chrysophycée, Dinobryon bavaricum, sur toute autre espèce, principalement au cours du mois de juillet. Cette étude a permis d'envisager l'évolution complexe, en termes d'organisation difficile à subdiviser, de l'écosystème du lac Nathalie. Elle nous a montré qu'il est difficile de se passer des calculs de diversité, tant les

données fournies par le D' de Margalef traduisent bien, et de façon concise, l'évolution des populations phytoplanctoniques du lac Nathalie.

La méthode de dénombrement cellulaire dite d'Utermöhl est une méthode des plus utilisées pour évaluer quantitativement le phytoplancton. A l'heure actuelle cette méthode, qui, en ce qui concerne, est bien rodée (techniquement éprouvée, problèmes taxonomiques pour la plupart résolus, sources d'erreurs impliquées facilement identifiables et précision maintenue à un niveau constant) et donne un aspect concret de la composition du phytoplancton. Cela suffit à notre avis, à son introduction dans un réseau de surveillance écologique. A cette méthode devrait cependant s'ajouter l'introduction de techniques d'estimation des volumes, par exemple, des organismes et par la suite, de celles de la biomasse exprimée en poids par unité de volume. Ceci pourra nous renseigner sur la quantité de matière vivante autotrophe présente ou la quantité de matière disponible par les consommateurs primaires des milieux qui nous concernent.

**TABLEAU 4.1:** Etapes de préparation et sources d'erreurs possibles de la méthode d'Utermöhl d'après Uehlinger (1964).

ETAPES	SOURCE D'ERREURS
Prélèvement	techniques sélectives
Fixation, transport, conservation	<ul style="list-style-type: none"> <li>- perte du volume</li> <li>- mauvaise fixation</li> <li>- destruction sélective par le transport et la conservation</li> <li>- effritement des colonies</li> </ul>
Remplissage de la chambre de dénombrement	<ul style="list-style-type: none"> <li>- erreurs de pipettage</li> <li>- technique déficiente du remplissage (bulles d'air par exemple)</li> <li>- dilution</li> </ul>
Comptage	<ul style="list-style-type: none"> <li>- connaissances spécialisées requises et identification difficile des organismes</li> <li>- facteurs de conversion</li> <li>- durée du dénombrement</li> </ul>

**TABLEAU 4.2 :** Phytoplancton de la station SB-018 du lac Nathalie. Nombre de cellules par litre aux différentes dates d'échantillonnage de 1976.

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
<b>Chromophytes</b>										
<b>Diatomophycées</b>										
<b>Centrophycidées</b>										
<b>Coscinodiscales</b>										
<i>Coscinodiscus</i> spp.	420	3900	3000	4300	7600	10800	8500	7700	5100	4300
<i>Cyclotella bodanica</i>	200		1200	900	2400	2300	2000	3900	1800	2600
<i>Cyclotella</i> spp.	320	8100	6100	9600	17200	33100	75700	52800	41500	22400
<i>Melosira italica</i>	20			100				100		
<i>Melosira italica</i> v. <i>subarctica</i>	120	100								
<i>Melosira</i> spp.								100		
<b>Rhizosoléniales</b>										
<i>Rhizosolenia eriensis</i>	1220	47900	88400	48650	56900	82500	71700	63750	39450	25150
<b>Pennatophycidées</b>										
<b>Achnanthes</b>										
<i>Achnanthes flexella</i>		200	500			100	200	100	400	
<i>Achnanthes inflata</i>									200	100
<i>Achnanthes lanceolata</i>	360	3500	1200	3600	2100	3000	1800	700	1200	500
<i>Achnanthes microcephala</i>	100				200	800	300	500	400	
<i>Achnanthes</i> spp.		2100	700	700	500	100				
<b>Diatomales</b>										
<i>Asterionella formosa</i>	3220	9000	5400	10600	2200	1100	2200	1600	1100	200
<i>Centronella reicheltii</i>						100				
<i>Fragilaria crotonensis</i>			100							
<i>Fragilaria virescens</i>		100	100							
<i>Synedra</i> spp.	1380	16500	14000	10700	6500	8400	8500	7200	6500	5300
<i>Tabellaria fenestrata</i>	1400	4400	9900	1300	5100	8000	5200	9600	11300	5300
<i>Tabellaria flocculosa</i>	3420	11200	10300	7800	23200	31300	48400	59500	44900	32500
Diatomées non identifiées	960	8900	6500	10700	5000	11500	7400	10500	8300	5200

TABLEAU 4.2 : (suite)

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
<b>Eunotiales</b>										
Eunotia arcus	20									
Eunotia spp.	20	100	100		200	300		100		
<b>Naviculales</b>										
Cymbella aspera	20									
Cymbella cistula		400	100							200
Cymbella cistula v. maculata	60									
Cymbella turgidula	220	300		100	400	200	100	400	200	100
Cymbella ventricosa	640	1000	200	100	100	300	100	300	500	600
Frustulia rhomboides v. crassin.	20	500	400			400	100		100	
Gomphonema acuminatum	60									
Gomphonema olivaceum			200	200		600				
Gomphonema spp.							100	200		
Navicula cryptocephala	180	700			800	600			400	
Navicula spp.	120	2100	300					800	300	
Nitzschia acicularis	680	500		200			200	800	300	300
Nitzschia franconica						100			100	
Nitzschia holsatica								100	100	
Nitzschia spp.	320	3100	100	1100	500	900	1000	1000	1100	400
Pinnularia dactylus		100	100							
Pinnularia lata	100				100	200				
Pinnularia mesolepta		100	200							
Pinnularia spp.				100						
Stenopterobia intermedia									100	100
Surirella angustata	460		100			100		100	600	300
Surirella spp.	20									100
<b>TOTAL</b>	<b>16080</b>	<b>124800</b>	<b>149200</b>	<b>110750</b>	<b>131000</b>	<b>196000</b>	<b>233500</b>	<b>221350</b>	<b>165950</b>	<b>105650</b>

TABLEAU 4.2 : (suite)

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
<b>Chrysophycées</b>										
<b>Hétérochrysophycidées</b>										
<b>Ochromonadales</b>										
Dinobryon acuminatum	360	17000	12400	10300	9000	8400	2500	3600	1000	200
Dinobryon bavaricum	10680	453100	235400	91200	56000	32000	4600	6400	1700	700
Dinobryon bavaricum var. vanhoff.	80	3600	2000	2400	7500	7900	9600	5400	6200	1800
Dinobryon cylindricum	2180	13500	15600	7800	1800	4500	2000	1000	300	
Dinobryon divergens	160	3600	300	3100	7100	18200	8100	9600	8200	2400
Dinobryon suecicum	820	30800	15500	9500	5800	8000	4500	3300	2000	1000
Mallomonas spp.	820	3900	4800	9900	3000	4300	2400	3300	800	500
Synura uvella							500	500	200	200
<b>Acontochrysophycidées</b>										
<b>Rhizochrysidales</b>										
Diceras ohridana		5100	3800	5600	3300	2900	2200	2000	1600	300
<b>TOTAL</b>	<b>15100</b>	<b>530600</b>	<b>343800</b>	<b>139800</b>	<b>93500</b>	<b>86200</b>	<b>36400</b>	<b>35100</b>	<b>22000</b>	<b>7100</b>

**TABLEAU 4.2 : (suite)**

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
<b>Cyanophytes</b>										
<b>Coccolgonophycidées</b>										
<b>Chroococcales</b>										
Aphanocapsa elachista v. planctonica		19500	10400	9500	7400	13300	22100	29700	31500	14200
Aphanotheca spp.			900	600		100		200	100	
Chroococcus spp.		1200	1400	2500	1800	3100	5400	3100	3500	1100
Coelosphaerium dibium						100				
Coelosphaerium naegelianum	40	600	1300	1800	200	500	100	200	700	
Dactylococcopsis acicularis	700	15600	28000	34700	37900	55900	47300	33000	23700	17200
Dactylococcopsis irregularis									5900	1600
Dactylococcopsis spp.	40	7600	7800	19100	2900	3500	3800	5000	3700	1300
Gomphosphaeria lacustris		300		200			100	400	900	400
Merismopedia elegans		100						300		
Merismopedia glauca		3900	14000	39400	47200	73700	86900	120400	114200	49700
Microcystis aeruginosa		400	2900	7000	3500	5800	10800	20300	16300	5800
Microcystis flos-aquae									500	
Microcystis robusta	40	1600	3600	3300	3600	6400	5800	9000	4400	2100
Microcystis spp.								600	200	
Rhabdoderma gorskii v. spirale									200	
Rhabdoderma lineare									100	
Rhabdoderma spp.						100	300	100		
Synechococcus spp.									200	200
<b>Hormogonophycidées</b>										
<b>Nostocales</b>										
Anabaena flos-aquae					3700	1300	700	1000		100
Anabaena spiroides									500	
Anabaena spp.	100	100		4000						
<b>TOTAL</b>	<b>920</b>	<b>50900</b>	<b>70300</b>	<b>122100</b>	<b>108200</b>	<b>163800</b>	<b>183300</b>	<b>223300</b>	<b>206700</b>	<b>98700</b>

**TABLEAU 4.2 : (suite)**

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
<b>Chlorophytes</b>										
<b>Euchlorophycées</b>										
<b>Chlorococcales</b>										
Actinastrum hantzshii						400				
Ankistrodesmus falcatus	340	200	200	1100	500	1200	1000	1600	1100	400
Botryodictyon spp.	20		600	1200	600	600	400	600	8000	300
Coelastrum microporum			300	500						100
Crucigenia apiculata v. truncata				200			200	100		
Crucigenia rectangularis								300		
Crucigenia tetrapedia		200	200	900	400	100	300		200	
Dictyosphaerium pulchellum									100	
Pediastrum duplex								100		100
Pediastrum tetras				300		100	100		100	
Pediastrum spp.		100		200	1100					
Quadrigula closterioides		600	100				800	2100	800	300
Scenedesmus coartatus	60	400								
Scenedesmus quadricauda						100				
Scenedesmus serratus f. minor		200	1800	700	1200	1800	1400	1600	1600	800
Scenedesmus spp.		700	300	600	300			100		100
<b>Zygophycées</b>										
<b>Zygnematales</b>										
Arthrodesmus spp.	80	200	100	800	800	800	700	1000	800	700
Closterium spp.						400		300		
Elonastrium spp.		100								
Stauroneis spp.		400	100	200		100	100	800	800	
	<b>500</b>	<b>3100</b>	<b>3700</b>	<b>7600</b>	<b>3800</b>	<b>5600</b>	<b>5000</b>	<b>8600</b>	<b>6300</b>	<b>2800</b>

**TABLEAU 4.2 : (suite)**

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
<b>Pyrophytes</b>										
<b>Cryptophycées</b>										
<b>Dinophycidées</b>										
<b>Peridiniales</b>										
Peridinium bipes	1220	300								
Peridinium cinctum	200	7000	4200	28600	3000	12000	4600	9800	1500	400
Peridinium spp.	920	600	900	400	300	2000		900	300	
<b>TOTAL</b>	2360	7900	5100	29000	3300	14000	4600	10700	1800	400
Flagellés non identifiés	14680	56800	65000	110400	47300	156100	152700	243200	209300	161700
Nombre total de cellules par litre	49640	774300	637100	519650	387100	622500	615500	742250	612050	370990

**TABLEAU 4.3** : Phytoplancton de la station SB-017 du lac Nathalie. Nombre de cellules par litre aux différentes dates d'échantillonnage de 1976.

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
<b>Chromophytes</b>										
Diatomophycées										
Centrophycidées										
Coscinodiscales										
Coscinodiscus spp.	400	1900	4900	6100	8600	8600	8000	8200	6400	4100
Cyclotella bodanica	100	300	1400	500	1200	2500	2100	1000	1700	500
Cyclotella spp.	640	3900	3400	7200	14700	27200	55800	63600	54300	27000
Melosira italica	40		100	100	100		400		200	300
Melosira italica v. subarctica	160	300								
Rhizosoléniales										
Rhizosolenia eriensis	1750	58350	88500	56550	43500	71650	79150	66900	46800	30750
Pennatophycidées										
Achnanthes										
Achnanthes flexella	40			200		200	100	200	300	
Achnanthes inflata						400				
Achnanthes lanceolata	220	1500	1400	2300	1300	1400	1000	1000	800	400
Achnanthes microcephala		500			500	400	100		400	500
Achnanthes spp.		1100	600	400		200				700
Diatomales										
Asterionella formosa	4060	4900	9900	7000	5500	2600	100	2400	800	2000
Centroneilla reicheltii						100				
Fragilaria crotonensis									100	
Synedra spp.	980	14000	15200	9800	9300	8200	8300	7600	5900	7500
Tabellaria fenestrata	1160	6100	6200	3100	4200	6800	8200	9200	5200	6400
Tabellaria flocculosa	3260	7400	8500	7300	21400	26700	43300	56300	53600	45600
Diatomées non identifiées	720	5000	8700	5000	2700	5600	6700	7900	9900	7300

TABLEAU 4.3 : (suite)

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
<b>Eunotiales</b>										
Eunotia spp.	20	200	200		100	100	100	400	300	300
<b>Naviculales</b>										
Amphipleura spp.						100				
Amphora spp.	20		100							
Caloneis amphisbaena	20									
Cymbella aspera	20									100
Cymbella cistula	60		100							
Cymbella cistula v. maculata	20									
Cymbella turgidula		200		100		200	300		100	500
Cymbella ventricosa	420	700	100		200	200	100		100	200
Frustulia rhomboides v. crass.		300	200	100	100	200		200	100	
Gomphonema spp.	20					100	100	200	200	
Navicula cryptocephala	80	300			300	400			200	200
Navicula spp.	20		1400						400	300
Nitzschia acicularis	380	1300	100	600		1300	400	100	900	800
Nitzschia actinastroides	20									
Nitzschia franconica	60								100	
Nitzschia holsatica		200			100		200			
Nitzschia spp.	320	900	100	300	200	500	400	700	1100	900
Pinnularia mesolepta									100	
Pinnularia undulata				100						
Pinnularia spp.	20	100					400		100	300
Stauroneis spp.							100			
Stenopterobia intermedia	20			100	100					
Surirella angustata	280	100	100					300	100	300
Surirella spp.	60									
<b>TOTAL</b>	<b>15390</b>	<b>109550</b>	<b>146200</b>	<b>106850</b>	<b>114100</b>	<b>165650</b>	<b>213350</b>	<b>226200</b>	<b>190200</b>	<b>136950</b>

**TABLEAU 4.3 : (suite)**

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
<b>Chrysophycées</b>										
<b>Heterochrysophycidées</b>										
<b>Ochromonadales</b>										
Dinobryon acuminatum	420	15500	12600	5500	4200	5500	4200	3700	1800	200
Dinobryon bavaricum	11400	455700	281300	88900	43500	30400	14100	7300	2400	600
Dinobryon bavaricum v. vanhoeffenii	240	4200	3600	1400	1600	4500	7100	10300	5100	3500
Dinobryon cylindricum	4600	11300	13500	9300	1700	2800	3400	1200	400	300
Dinobryon divergens		3800	1200	1200	6800	11400	13600	5200	3600	2100
Dinobryon suecicum	880	24300	19100	5900	5300	5000	5700	5200	1700	800
Mallomonas spp.	1460	1300	6000	3800	5900	3100	2600	4400	1000	1400
Synura uvella	20				300	600	600	900	500	300
<b>Acontochrysophycidées</b>										
<b>Rhizochrysidales</b>										
Diceras ohridana	20	2800	4000	3600	2400	3200	3800	2000	1300	100
<b>TOTAL</b>	<b>19100</b>	<b>518900</b>	<b>341300</b>	<b>119600</b>	<b>71700</b>	<b>66500</b>	<b>55100</b>	<b>40200</b>	<b>17800</b>	<b>9300</b>
<b>Cyanophytes</b>										
<b>Cocconophycidées</b>										
<b>Chroococcales</b>										
Aphanocapsa elachista v. planctonica		16800	3000	5600	6600	11400	25100	30600	33400	22000
Aphanotheca spp.			400	500	100	200			100	
Chroococcus spp.		200	1100	2000	2400	2500	4200	3500	2400	1000
Coelosphaerium dubium						200				
Coelosphaerium naegelianum	60	300	300	300	500	100	200		600	400

**TABLEAU 4.3 : (suite)**

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
Dactylococcopsis acicularis	840	10500	29800	31300	25600	44300	46900	43600	30600	16000
Dactylococcopsis irregularis									4900	1500
Dactylococcopsis spp.		4000	8600	18400	2800	2800	3300	5200	4600	3400
Gomphosphaeria lacustris			300	200		200	100	300	1600	300
Merismopedia convoluta				100						
Merismopedia glauca		5300	15900	42200	41100	57900	81100	120100	125600	74400
Microcystis aeruginosa		300	2500	6200	2900	6200	8200	19200	20000	13400
Microcystis flos-aquae									200	400
Microcystis robusta		1400	2500	3700	3600	5700	7600	7900	7000	4300
Microcystis spp.								1700	400	300
Rhabdoderma lineare									100	
Rhabdoderma spp.						200	400	500		
Synechococcus spp.									500	500
<b>Hormogonophycidées</b>										
<b>Nostocales</b>										
Anabaena flos-aquae					1100	1200	800	200		
Anabaena spiroides							300	2000	200	600
Anabaena spp.	40	600		800						
<b>TOTAL</b>	<b>940</b>	<b>39400</b>	<b>64400</b>	<b>111300</b>	<b>86700</b>	<b>132900</b>	<b>178200</b>	<b>234800</b>	<b>233200</b>	<b>138500</b>

**TABLEAU 4.3 : (suite)**

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
<b>Chlorophytes</b>										
<b>Euchlorophycées</b>										
<b>Chlorococcales</b>										
Ankistrodesmus falcatus	120	500	500	900	800	100	700	1300	1300	800
Botryococcus spp.	40		400	600		200	400	300	300	200
Coelastrum microporus				500				100		
Crucigenia apiculata v. truncata			100			300				300
Crucigenia rectangularis								300		
Crucigenia tetrapedia		100	200	100	200	200	400	600		
Pediastrum duplex			100						100	
Pediastrum tetras		100	200							
Pediastrum spp.				100		200	100			
Quadrigula closterioides		300	300	200			700	2400	600	400
Scenodesmus serratus f. minor	40		200	1100	900	1300	1100	1000	1500	900
Scenodesmus spp.		700	500	300		200				
<b>Zygochycées</b>										
<b>Zygnematales</b>										
Arthrodesmus spp.	140	500	1100	100	500	600	1100	1100	600	300
Closterium spp.		100								
Euastrum elegans		100								
Staurastrum spp.	20	900	200		300	100		1500	1600	600
<b>TOTAL</b>	<b>360</b>	<b>3300</b>	<b>3800</b>	<b>3900</b>	<b>2700</b>	<b>3200</b>	<b>4500</b>	<b>8700</b>	<b>6000</b>	<b>3600</b>

**TABLEAU 4.3 : (suite)**

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
Pyrrophytes										
Cryptophycées										
Dinophycidées										
Péridiniales										
Peridinium bipes	1820	1000								
Peridinium cinctum	160	13200	3700	6600	3700	4700	6200	7500	1900	200
Peridinium spp.	860	800	600	300		300	200	200	100	
TOTAL	2840	15000	4300	6900	3700	5000	6400	7700	2000	200
Flagellés non identifiés	9960	48400	56700	60500	42500	91800	219200	262500	232600	160600
Nombre total de cellules par litre	48590	734550	616700	409050	321400	465050	678750	780100	681800	449150

**TABIEAU 4.4 :** Phytoplankton de la station SB-909 du lac Nathalie. Nombre de cellules par litre aux différentes dates d'échantillonnage de 1976.

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
Chromophytes										
Diatomophycées										
Centrophycidées										
Coccinodiscales										
Coccinodiscus spp.	380	1300	4800	5900	5400	11100	9000	6100	4500	6600
Cyclotella bodanica	160	1600	1200	2000	2700	2100	2300	1300	2400	1700
Cyclotella spp.	640	3200	7900	17000	17100	33700	47400	51400	35800	40400
Melosira italica	100					100				
Melosira italica v. subarctica		200								
Rhizosoléniales										
Rhizosolenia eriensis	1260	46700	82650	56850	57200	79200	66200	61350	41100	25450
Pennatophycidées										
Achnanthes										
Achnanthes flexella			100	100			100	300	100	200
Achnanthes inflata						100	100			
Achnanthes lanceolata	380	600	1400	1700	900	2200	100	1200	1100	1100
Achnanthes microcephala		300	500	500		500	200	200		100
Achnanthes spp.			100	100		300			200	
Diatomales										
Asterionella formosa	1640	12800	10500	6500	4100	2200	1300	300	2300	2400
Centronella reicheltii						100		100		
Fragilaria crotonensis	80							200		
Synedra spp.	800	17800	12900	17700	7800	10300	9000	4900	7100	6400

TABLEAU 4.4 : (suite)

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
Tabellaria fenestrata	1820	2400	5500	5800	5200	5500	7000	8500	9800	6600
Tabellaria flocculosa	1620	4500	8800	17000	17300	42900	48200	46900	66300	34000
Diatomées non identifiées	620	3700	4200	2600	5000	8000	6300	7700	9200	7200
<b>Eunotiales</b>										
Eunotia praerupta				100						
Eunotia spp.	80	200	200						300	100
<b>Naviculales</b>										
Amphora spp.			200							
Cymbella cistula	60					100				100
Cymbella turgidula				100		200	200			
Cymbella ventricosa	300	800	300	100	100	100	100	100	200	200
Frustulia rhomboides v. crassin.							200	100		
Gomphonema olivaceum		100		100	100					
Gomphonema spp.			300				100			200
Navicula cryptocephala	40	600	900		500	1100				600
Navicula spp.	200	300	800	400						400
Nitzschia acicularis	160	900					400	400	300	500
Nitzschia acicularis v. closter.		100								
Nitzschia franconica								100	100	
Nitzschia holsatica		300			100					
Nitzschia spp.	60	600	300	300	200	100	100	600	500	700
Pinnularia lata								400	100	
Pinnularia mesolepta	20									
Pinnularia spp.				100			100	100		
Surirella angustata	100	400			100	100	400	300	300	300
Surirella spp.	120									
<b>TOTAL</b>	<b>10640</b>	<b>99400</b>	<b>143550</b>	<b>134950</b>	<b>123800</b>	<b>200000</b>	<b>198900</b>	<b>192850</b>	<b>181700</b>	<b>135750</b>

**TABLEAU 4.4 :** (suite)

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
<b>Chrysophycées</b>										
Hétérochrysophycidées										
Ochromonadales										
Dinobryon aciminatum	480	11700	15000	15700	8200	9800	4600	4900	1600	600
Dinobryon bavaricum	2400	338200	300800	186200	59900	36800	14200	5800	2000	900
Dinobryon bavaricum v. vanhoff.		4400	5200	1800	4400	2700	6800	8500	5900	2900
Dinobryon cylindricum	900	15400	11300	6400	1500	3600	2500	2500	400	
Dinobryon divergens	60	24100	5700	1600	6000	14400	10100	7000	9600	2600
Dinobryon suecicum	200	21300	18400	17000	6800	5500	3800	3100	1300	500
Dinobryon spp.	80									
Mallomonas spp.		2900	5200	4600	5300	4300	4200	2500	1500	800
Synura uvella					400	300	300	100	200	500
Acontochrysophycidées										
Rhizochrysidales										
Dicerias ohridana	20	1900	2900	3200	3500	2100	1800	1500	900	300
<b>TOTAL</b>										
	4140	419900	364500	236500	96000	79500	48300	35900	23400	9100
<b>Cyanophytes</b>										
Coccogonophycidées										
Chroococcales										
Aphanocapsa elachista v. planctonica		3100	12000	8500	8100	11700	18300	19700	16300	23600
Aphanothece spp.	60	2800		200	100	300	300		100	100
Chroococcus spp.		100	1700	3500	1500	5000	3900	3800	2200	1500

TABLEAU 4.4.: (suite)

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
Coelosphaerium dubium					100	400				
Coelosphaerium naegelianum		400	900	200	200	200	100	200	400	100
Dactylococcopsis acicularis	580	12400	29500	23800	40200	53700	37500	33900	21700	17100
Dactylococcopsis irregularis										3200
Dactylococcopsis spp.		400	9400	15100	5000	3200	2600	4600	5800	2900
Gloeothece linearis		100								
Gomphosphaeria lacustris			100		500	300	100	1300	700	300
Merismopedia convulata			100							
Merismopedia elegans		100	100			100				
Merismopedia glauca		3900	21600	23900	44500	69500	66900	91100	86100	78800
Merismopedia spp.						100				
Microcystis aeruginosa		1700	2500	3500	6200	7000	7600	12000	13900	12600
Microcystis flos-aquae								100	500	200
Microcystis robusta		1300	3000	2900	2700	5500	7200	5500	4700	5000
Microcystis spp.								700	500	400
Rhabdoderma spp.						200	400	400	400	500
Synechococcus spp.									2600	100
<b>Hormogonophycidées</b>										
<b>Nostacales</b>										
Anabaena flos-aquae					400	3500	600	100		
Anabaena spiroides							8800	200	200	1800
Anabaena spp.		100	400	300						
<b>TOTAL</b>	<b>640</b>	<b>26400</b>	<b>81300</b>	<b>82900</b>	<b>109500</b>	<b>160700</b>	<b>154300</b>	<b>173600</b>	<b>156100</b>	<b>148200</b>

**TABIEAU 4.4 :** (suite)

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
<b>Chlorophytes</b>										
<b>Euchlorophycées</b>										
<b>Chlorococcales</b>										
Ankistrodesmus falcatus	20	700	500	1000	1100	400	400	1200	1400	500
Botryococcus spp.		100	900	1300	100	400	600	600	900	200
Crucigenia apiculata v. truncata		300	100				200			100
Crucigenia rectangularis			100					100		
Crucigenia tetrapedia		100	100	200		400		300	300	200
Dictyosphaerium pulchellum									100	
Pediastrum duplex								200		
Pediastrum tetras				100		100				
Pediastrum spp.						100				100
Quadrigula closterioides			600	900		300	600	1300	500	300
Scenodesmus serratus f. minor	80	400	2100	900	900	1200	1100	1300	1200	1300
Scenodesmus spp.				100	1600	100		200	100	
<b>Zygophycées</b>										
<b>Zignematales</b>										
Arthrodesmus spp.	20	300	400	400	100	1400	900	900	1100	900
Closterium spp.						100	100	100		
Staurostrum spp.		300	200	100	100	100	200	300	800	600
<b>TOTAL</b>	<b>120</b>	<b>2200</b>	<b>5000</b>	<b>5000</b>	<b>3900</b>	<b>4600</b>	<b>4100</b>	<b>6500</b>	<b>6400</b>	<b>4200</b>

**TABLÉAU 4.4: (suite)**

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
<b>Pyrrophytes</b>										
<b>Cryptophycées</b>										
<b>Dinophycidées</b>										
<b>Peridiniales</b>										
Peridinium bipes		400	100							
Peridinium cinctum	200	9300	3400	3300	5700	4600	7300	3600	2200	1200
Peridinium spp.	640	4200	2000	100	700	200	100			100
<b>TOTAL</b>	<b>840</b>	<b>13900</b>	<b>5500</b>	<b>3400</b>	<b>6400</b>	<b>4800</b>	<b>7400</b>	<b>3600</b>	<b>2200</b>	<b>1300</b>
<b>Flagellés non identifiés</b>	<b>6220</b>	<b>50700</b>	<b>72500</b>	<b>36200</b>	<b>51200</b>	<b>113600</b>	<b>154700</b>	<b>133300</b>	<b>149800</b>	<b>164000</b>
<b>Nombre total de cellules par litre</b>	<b>22600</b>	<b>612500</b>	<b>672350</b>	<b>498950</b>	<b>390800</b>	<b>563200</b>	<b>567700</b>	<b>545750</b>	<b>519600</b>	<b>462550</b>

**TABLEAU 4.5 :** Phytoplancton de la station SB-016 du lac Nathalie. Nombre de cellules par litre aux différentes dates d'échantillonnage de 1976.

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
Chromophytes										
Diatomophycées										
Centrophycidées										
Coscinodiscales										
Coscinodiscus spp.	760	100	4500	4900	6800	2800	9400	7100	5600	6500
Cyclotella bodanica	260	400	1300	1300	1700	700	3200	3000	1000	700
Cyclotella spp.	320		2400	11200	17900	14900	58200	51400	40800	45500
Melosira italica	80				100			400	200	300
Melosira italica v. subarctica	200									
Rhizosoléniales										
Rhizosolenia eriensis	2285	42300	73600	51550	66200	35100	77100	63550	47000	32500
Pennatophycidées										
Achnanthes										
Achnanthes flexella	80	100					500	800		300
Achnanthes inflata						500	300			200
Achnanthes lanceolata	120	2900	2500	1600	1600	800	3100	1100	200	1100
Achnanthes microcephala	80	300	100		300	100	600	400	400	400
Achnanthes spp.			600	100	100				100	100
Diatomales										
Asterionella formosa	3720	5800	18400	2400	8000	800	1700	900	2500	1700
Centronella reicheltii	40				100	300	100			
Diatoma vulgare	240									
Fragilaria crotonensis									100	

**TABLEAU 4.5 :** (suite)

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
Synedra spp.	1480	12600	13300	8300	11500	4200	8000	7200	7200	7500
Tabellaria fenestrata	1680	7700	7900	3300	6300	3900	4500	10800	4100	5700
Tabellaria flocculosa	2180	9500	8000	17400	19200	9400	56100	49800	53200	33800
Diatomées non identifiées	660	5600	8300	4800	8400	2300	10000	10100	11400	6600
<b>Eunotiales</b>										
Eunotia elegans				100						
Eunotia spp.	40	500	600				100	500		
<b>Naviculales</b>										
Cymbella cistula		20					100	100		
Cymbella turgidula			100			200	200	300	200	200
Cymbella ventricosa	240	100	300		100		300	100	300	500
Cymbella spp.					100					
Frustulia rhomboides									200	
Frustulia rhomboides v. crassin.	120	200	500			200	200	100	100	
Gomphonema olivaceum		400					500			
Gomphonema spp.					200	100			100	100
Gyrosigma spp.							100			
Navicula cryptocephala	260	900	600	600	400	300			200	200
Navicula spp.	20	100	1000	500					500	100
Nitzschia acicularis	620	2100	100		100	100	400	1100	2600	500
Nitzschia franconica	40						100	100		
Nitzschia holsatica		100								
Nitzschia sigmoidea				100						
Nitzschia spp.	120	3000	400		100	200	700	1100	800	900
Pinnularia lata						100				
Pinnularia mesolepta									100	
Pinnularia spp.	20				200	100		100		
Stenopterobia intermedia			100					200	100	
Surirella angustata	200	400	100		100	300		300	100	400

TABLEAU 4.5: (suite)

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
Surirella spp.	320									100
<b>TOTAL</b>	<b>16185</b>	<b>95120</b>	<b>144700</b>	<b>108150</b>	<b>149500</b>	<b>77400</b>	<b>235500</b>	<b>210550</b>	<b>179100</b>	<b>146200</b>
<b>Chrysophycées</b>										
<b>Hétérochrysophycidées</b>										
<b>Ochromonadales</b>										
Dinobryon acuminatum	360	7600	15000	5500	9300	4300	4800	2500	1800	400
Dinobryon bavaricum	7220	332900	281200	83500	66400	13200	14600	5800	5200	1100
Dinobryon bavaricum v. vanhoff.	160	3400	1800	3800	3000	1700	7800	6200	6700	2700
Dinobryon cylindricum	2340	14900	11300	8900	2200	1100	2300	900	400	100
Dinobryon divergens	40	11600	7100	1300	8600	4400	9500	12000	6400	1700
Dinobryon suecicum	760	16200	15600	7500	7700	2000	5000	4700	1400	400
Mallomonas spp.	1100	700	2900	3700	3600	500	2900	3800	500	700
Synura uvella					300		200	100	800	
<b>Acontochrysophycidées</b>										
<b>Rhizochrysidales</b>										
Diceras ohridana	40	1800	4000	4200	3600	1200	3100	1900	1300	300
<b>TOTAL</b>	<b>12020</b>	<b>389100</b>	<b>338900</b>	<b>118800</b>	<b>104700</b>	<b>28400</b>	<b>50200</b>	<b>37900</b>	<b>24500</b>	<b>7400</b>
<b>Cyanophytes</b>										
<b>Coccogonophycidées</b>										
<b>Chroococcales</b>										
Aphanocapsa elaschista v. planctonica		11600	5600	4900	10100	5100	24600	31100	16300	31500

**TABLEAU 4.5 :** (suite)

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
Aphanothece spp.	80				100		100	500	200	200
Chroococcus spp.		500	1000	2300	2300	800	6000	4200	3500	900
Coelosphaerium naegelianum	20	100	700	600	400	500	200	900	100	200
Dactylococcopsis acicularis	700	7300	25800	29300	37200	44700	38100	31900	23300	16300
Dactylococcopsis irregularis									2600	2700
Dactylococcopsis spp.		2900	9900	16600	6100	2200	2800	4400	3800	3000
Gomphosphaeria lacustris							100	1400	600	1400
Merismopedia elegans									100	
Merismopedia glauca		3600	19800	35400	52900	28200	72000	104600	111500	89900
Merismopedia spp.								100		
Microcystis aeruginosa		800	1800	3300	4500	1900	7900	15400	19400	16600
Microcystis flos-aquae									500	
Microcystis robusta		600	1600	5400	3200	1600	6500	5500	5300	4100
Microcystis spp.								200	500	
Rhabdoderma gorskii v. spirale									200	
Rhabdoderma lineare									200	
Rhabdoderma spp.						100	700	300		
Synechococcus spp.									100	400
<b>Hormogonophycidées</b>										
<b>Nostacales</b>										
Anabaena flos-aquae			400		500	600	1200			100
Anabaena spiroides							500	100	400	500
Anabaena spp.	20	1600		2800						
<b>TOTAL</b>	<b>820</b>	<b>29000</b>	<b>66600</b>	<b>100600</b>	<b>117300</b>	<b>85700</b>	<b>160700</b>	<b>200600</b>	<b>188600</b>	<b>167800</b>

**TABEAU 4.5 :** (suite)

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
<b>Chlorophytes</b>										
<b>Euchlorophycées</b>										
<b>Chlorococcales</b>										
Ankistrodesmus falcatus	20	200	700	2500	1000	100	700	500	1100	400
Botryococcus spp.			700	500			600	500	400	800
Coelastrum microporum								100		
Coelastrum spp.								100		
Crucigenia apiculata v. truncata	20		800							
Crucigenia rectangularis								800		
Crucigenia tetrapedia			500	300	200	200			400	200
Pediastrum duplex								100		
Pediastrum spp.							100			
Quadrigula closterioides	20	200	800	100			1200	1100	500	300
Scenodesmus serratus f. minor	40	900	300	700	1600	1300	1200	1400	2000	1100
Scenodesmus spp.			300	600	100		300	100	100	200
<b>Zygothycées</b>										
<b>Zignematales</b>										
Arthrodesmus spp.	100	600	700	700	300	300	1200	1400	700	600
Closterium spp.						100		200		
Staurastrum avicula v. subarcua.			100							
Staurastrum paradoxum v. parvum		100								
Staurastrum spp.			100				400	1000	800	300
<b>TOTAL</b>	<b>200</b>	<b>2000</b>	<b>5000</b>	<b>5400</b>	<b>3200</b>	<b>2000</b>	<b>5700</b>	<b>7300</b>	<b>6200</b>	<b>4000</b>

TABLEAU 4.5 : (suite)

ESPECES	17-6	1-7	15-7	30-7	10-8	24-8	7-9	21-9	5-10	18-10
Pyrrophytes										
Cryptophycées										
Dinophycidées										
Peridiniales										
Peridinium bipes	1040	100								
Peridinium cinctum		9200	3500	6700	2900	1700	20300	3400	1300	300
Peridinium spp.	920	1900	800	800	200	200	2100			100
TOTAL	1960	11200	4300	7500	3100	1900	22400	3400	1300	400
Flagellés non identifiés	7600	48300	75300	46700	4300	36200	181000	172300	184600	170500
Nombre total de cellules par litre	38785	574720	634800	387150	382100	231600	655500	632050	584300	496300

**TABLEAU 4.6:** Valeurs de l'indice de diversité  $D'$  (en bits/cellule) calculé pour les 4 stations SB-018, SB-017, SB-909 et SB-016 de juin à octobre 1976 au lac Hélène.

	SB-018	SB-017	SB-909	SB-016
17 juin	3.46	3.00	3.74	2.93
1 juillet	2.08	1.96	2.22	2.00
15 juillet	2.52	2.49	2.56	2.58
30 juillet	3.53	3.31	3.05	3.31
10 août	3.56	3.59	3.46	3.42
24 août	3.65	3.61	3.46	3.29
7 septembre	3.38	3.50	3.41	3.51
21 septembre	3.41	3.43	3.34	3.35
5 octobre	3.33	3.20	3.20	3.12
18 octobre	3.21	3.17	3.20	3.05

FIGURE 4.1: Phytoplancton des 4 stations SB-018, SB-017, SB-009 et SB-016 du lac Nathalie. Nombre total de cellules par litre aux différentes dates d'échantillonnage.

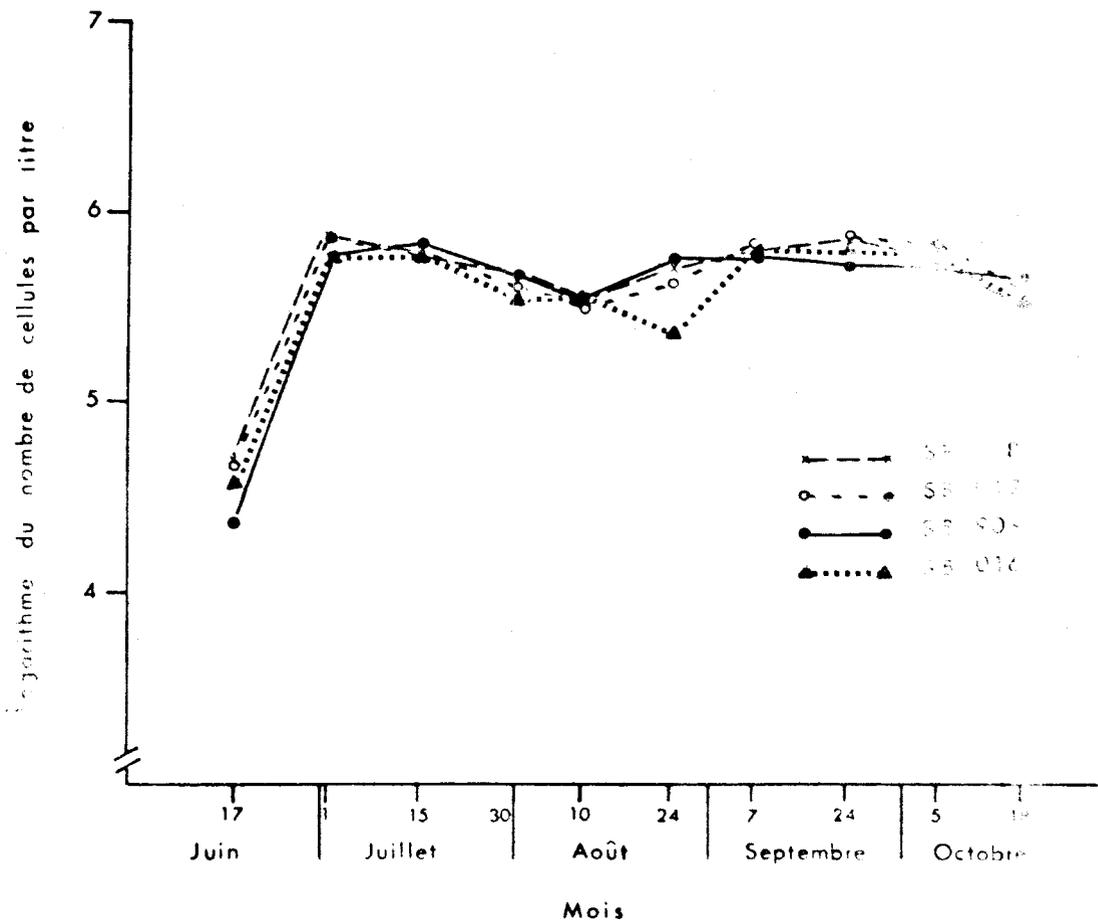


FIGURE 4.2: Densité relative (%) des groupes taxonomiques du phytoplancton total de la station SB-909 du lac Nathalie en 1976.

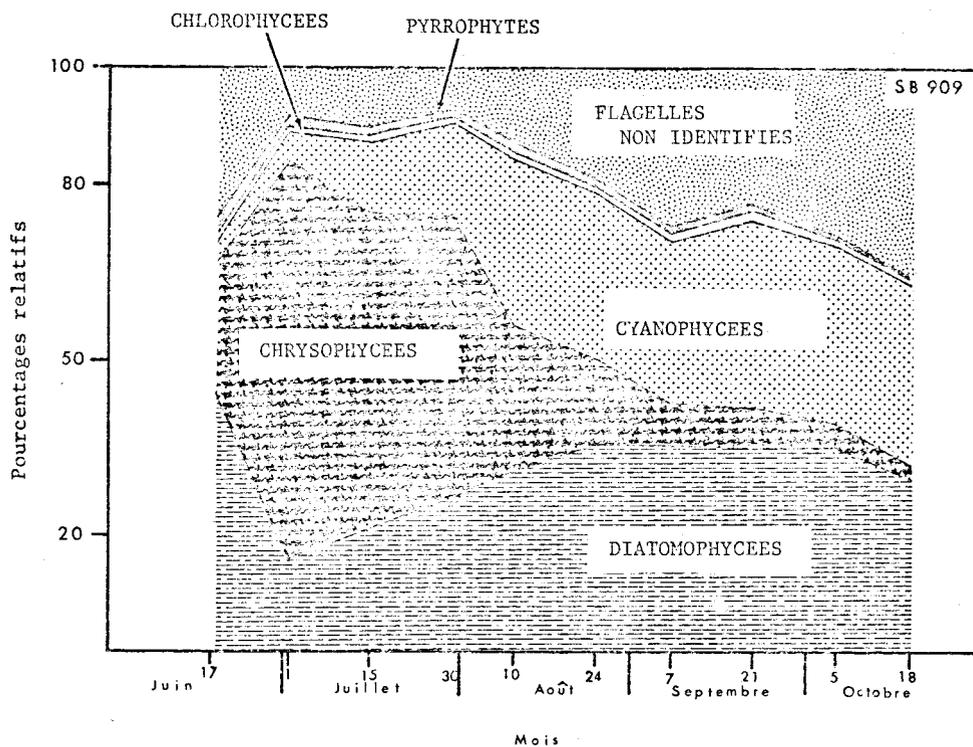
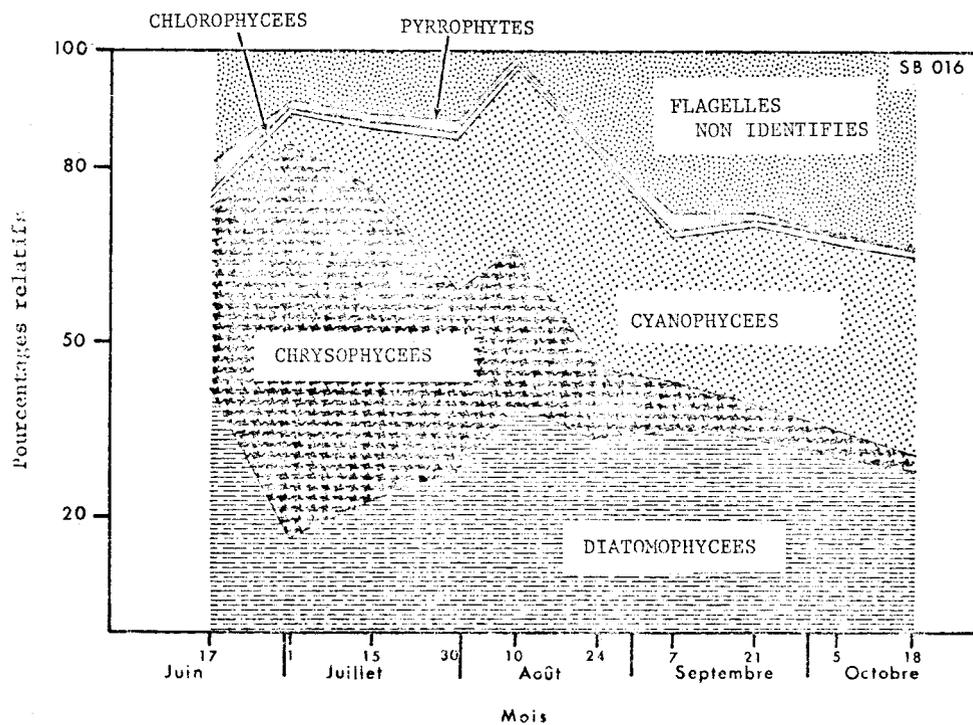
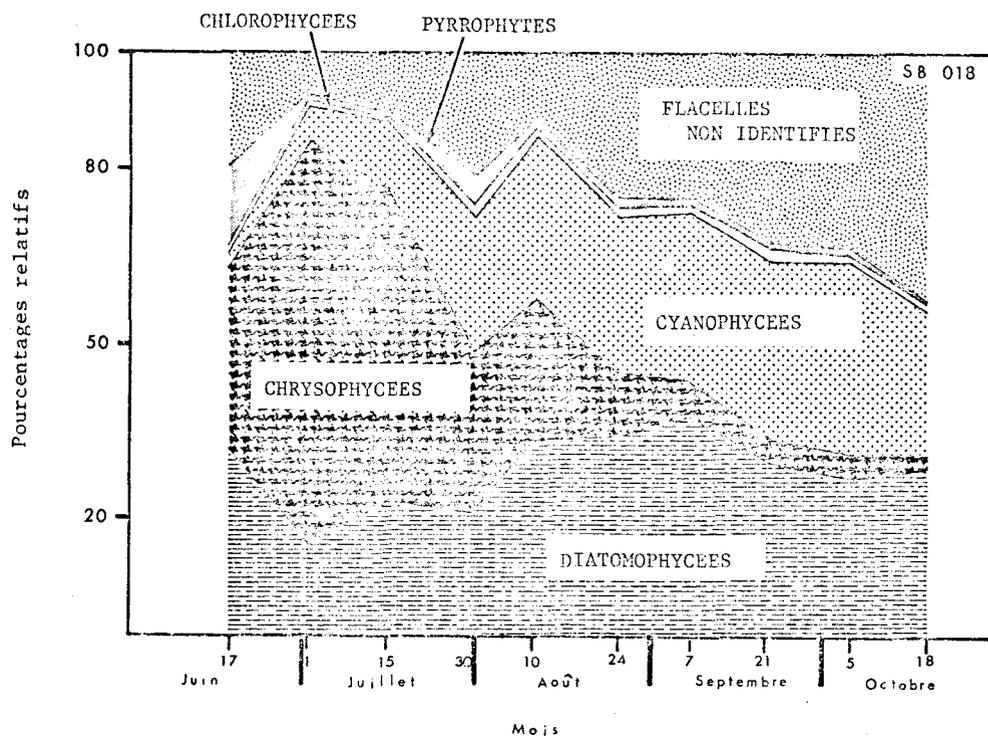


FIGURE 4.3: Densité relative (%) des groupes taxonomiques du phytoplancton total de la station SB-016 du lac Nathalie en 1976.



**FIGURE 4.4:** Densité relative (%) des groupes taxonomiques du phytoplancton total de la station SB-018 du lac Nathalie en 1976.



**FIGURE 4.5:** Densité relative (%) des groupes taxonomiques du phytoplancton total de la station SB-017 du lac Nathalie en 1976.

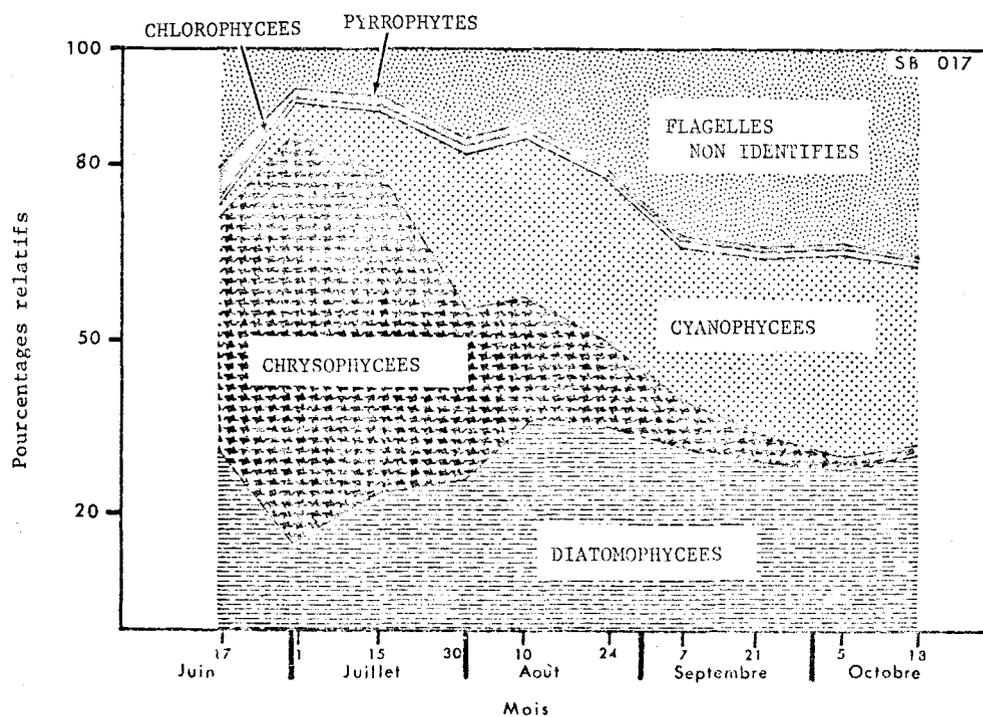
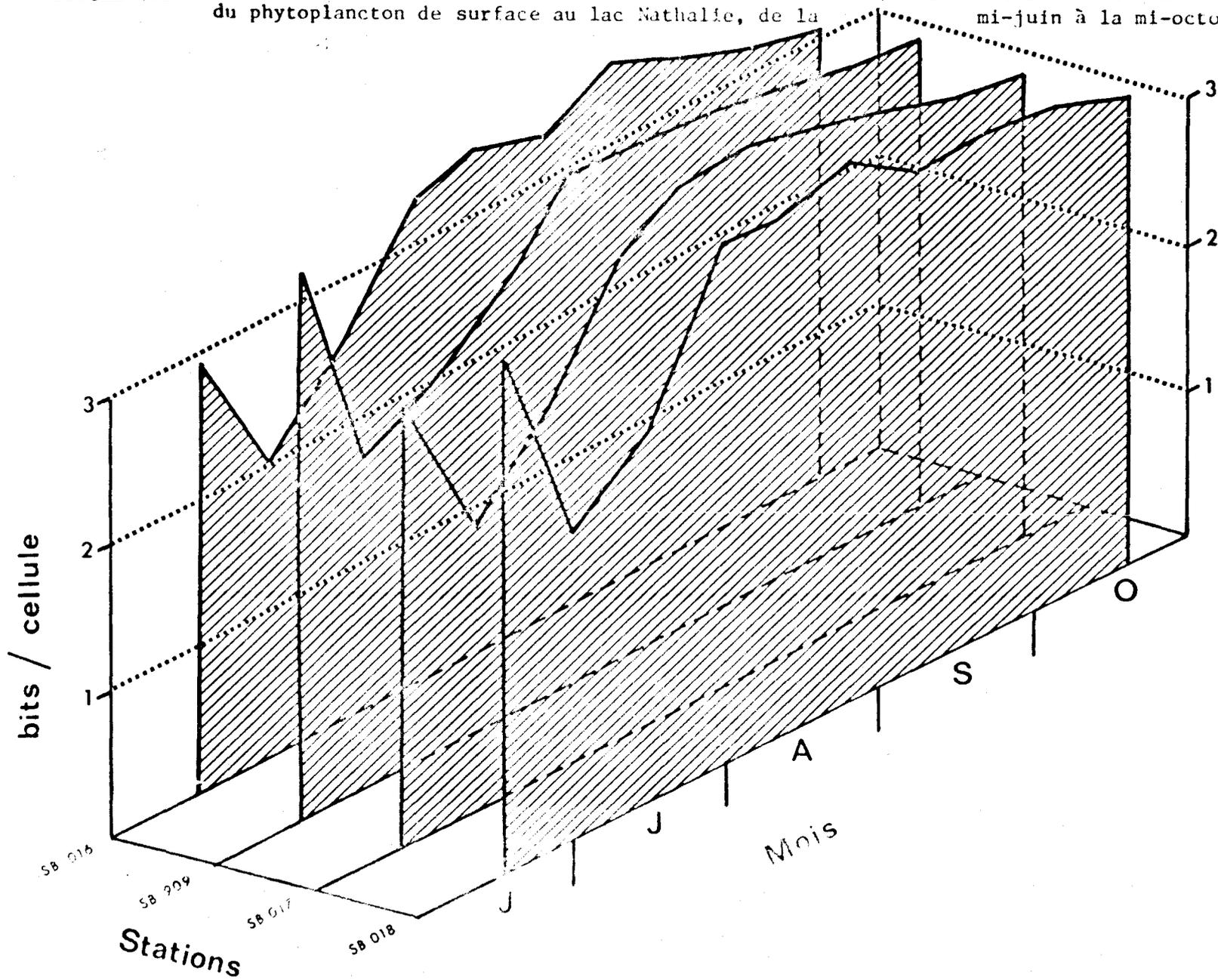


FIGURE 4.6: Variations de l'indice de diversité  $D'$  (en bits/cellule) à chacune des stations d'échantillonnage du phytoplancton de surface au lac Nathalie, de la mi-juin à la mi-octobre 1976.



4.6 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BOURRELLY, P. 1966. Les algues vertes (I). Ed. N. Boubée et Cie, Paris, 511p.
- BOURRELLY, P. 1969. Les algues jaunes et brunes (II). Ed. N. Boubée et Cie, Paris, 438p.
- BOURRELLY, P. 1970. Les algues bleues et rouges (III). Ed. N. Boubée et Cie, Paris, 512p.
- CONTANT, H., E. ALAERSTS-SMEESTERS, M. PLINSKI et L. VENNE. 1974. Phytoplancton récolté en 1973 dans les lacs et les rivières du territoire de la baie James. Laboratoire d'écologie de la S.E.B.J., Université de Montréal, Rapport de recherches no 19, 64p (Dactylogramme).
- HOLMGREN, S.K. 1968. Phytoplankton production in a lake north of the Arctic Circle. Thèse de doctorat, Institute of Limnology, Uppsala, Sweden.
- KLING, H.J. et S.K. HOLMGREN, 1972. Species composition and seasonal distribution in the experimental lakes area, Northwestern Ontario. Fis. Res. Bd. Can., Techn. Rep., 337: 51p.
- MARGALEF, R. 1956. Informacion y diversidad especifica en las comunidades de organisms. Inv. Pesq. 3, 99-106.
- MARGALEF, R. 1957. La teoria de la informacion en ecologia. Mem. real. Acad. Cien. Artes. 32(13): 373-449.
- MARGALEF, R. 1961. Corrélations entre certains caractères synthétiques des populations de phytoplancton. Hydrobiologia. 18: 155-164.
- OSTROFSKY, M.L. 1974. Primary productivity of four shield lakes in the James Bay drainage of Quebec. Rapport Sheppard T. Powell Consultants Limited. 54p.
- OSTROFSKY, M.L. et H.C. DUTHIE. 1974. Primary productivity and phytoplankton of lakes of the Eastern Canadian Shield. 19th Congress of the Soc. Int. Limnol. Winnipeg, August 1974, 16p.

- RODRIGUEZ, F. et L. VENNE. 1976. Etude du phytoplancton récolté en 1974 dans la région des lacs Hélène et Nathalie. Prog. S.E.B.J. no 37, 1ère partie. Lab. d'écologie de la S.E.B.J., Université de Montréal, Rapport de recherches no 30, 58p. (Dactylogramme).
- RILEY, G.A. 1966. Marine Biology II. Ed. C.H. Oppenheimer, New York, 145p.
- SCHINDLER, D.W. et J.E. NIGHSWANDER. 1970. Nutrient supply and primary production in Clear Lake, Eastern Ontario. J. Fish. Res. Bd. Can., 27: 2009-2035.
- UEHLINGER, V. 1964. Etude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. Arch. Sciences, Genève 1964(17): 121-223.
- UTERMÖHL, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplanktonmethodik. Mitt. d. Internat. Vereinig. f. Limnologie, 9: 1-38.
- WILLEN, R. 1969. Phytoplankton from Swedish lakes. II. Lake Anjon. 1961-1962. Oikos, 20: 67-77.



CHAPITRE 5

POTENTIEL AUTOTROPHE ET POTENTIEL HETEROTROPHE

L. Talbot



## 5.1 INTRODUCTION

### 5.1.1 Le mandat de Dessau Environnement Ltée dans le cadre de l'étude

Dans ce cadre, la S.E.B.J. a confié à Dessau Environnement Ltée, le mandat suivant:

- former, entraîner, et surveiller le personnel de la S.E.B.J. qui effectuerait les mesures de potentiel autotrophe et hétérotrophe au lac Nathalie;
- fournir le matériel de base (qui demeure propriété de la S.E.B.J.) et les fournitures nécessaires à la réalisation de ces mesures;
- se charger des comptages par scintillation des échantillons fournis par le chantier;
- traiter les données par ordinateur;
- présenter un rapport donnant les résultats du programme et discutant ces résultats dans la perspective de l'utilisation de ces méthodes dans le cadre du réseau de surveillance écologique de la baie de James.

### 5.1.2 Formation, entraînement et surveillance

La formation et l'entraînement du personnel de la S.E.B.J. se sont effectués lors du séjour de Lévis Talbot au lac Hélène durant la semaine du 18 juillet 1976. Au cours de cette semaine, Jean-Louis Fréchette, technicien, a été renseigné sur les précautions à prendre lors de la manipulation des substances radioactives et a été entraîné à effectuer les mesures lors des premières campagnes. La collaboration de Jean-Jacques Fournier à ces mesures et les nombreuses discussions que nous avons eues ensemble lui ont également permis de se familiariser autant avec la méthode qu'avec la signification des mesures.

### 5.2 PROBLEMATIQUE

Un indicateur de production biologique d'un plan d'eau devrait idéalement être mesurée avec les organismes appartenant à la fin de la chaîne alimentaire puisqu'ils sont les meilleurs intégrateurs des conditions physiques, chimiques et biologiques du milieu. Ils représentent aussi un intérêt économique et social pour l'homme; à moins que celui-ci ne découvre plus tard une utilisation rentable

du plancton comme source de nourriture ou d'énergie.

En attendant, l'intérêt pour le plancton existe principalement parce que les organismes supérieurs, et en particulier le poisson, en dépendent pour leur source de nourriture. Par ailleurs, les mesures de production planctonique sont plus simples et beaucoup moins laborieuses que les mesures du taux de production de poisson, pratiquement irréalisables à une échelle aussi grande. Les organismes de fin de chaîne répondent aussi beaucoup plus lentement aux faibles modifications des conditions du milieu.

#### 5.2.1 Production autotrophe

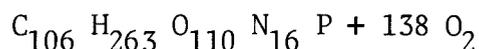
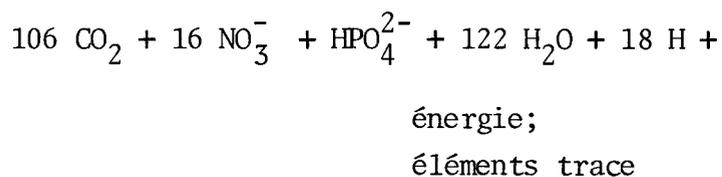
Les quatre groupes d'organismes responsables de la production primaire dans les eaux de surface sont le phytoplankton, le périphyton, les macrophytes et les épiphytes.

Les macrophytes et les épiphytes se rencontrent généralement en milieu lacustre lorsque la zone photique atteint le fond et sur les rives des rivières dans les zones à faible courant.

Le périphyton se rencontre généralement dans le rythron des cours d'eau où le courant est fort et la profondeur faible.

Quant au phytoplancton, il est plus universellement répandu. La production autotrophe des grands lacs profonds et de faible turbidité est presque uniquement due à la production phytoplanctonique tel que nous avons considérée lors de cette étude.

L'équation chimique générale qui traduit le phénomène de photosynthèse (Stumm et Morgan, 1970) est:



Cette équation suggère que la production phytoplanctonique pourrait être suivie soit par une assimilation de carbone, d'azote ou de phosphore inorganique, par un changement de pH, par une production de matière organique ou d'oxygène dissous.

#### Carbone inorganique, pH et oxygène dissous

Les premières méthodes, basées sur la mesure des variations diurnes de concentration de carbone inorganique de pH ou de concentration en oxygène dissous, sont difficilement

applicables à cause surtout des échanges rapides de gaz carbonique et de l'oxygène avec l'atmosphère. L'isolation d'échantillons d'eau dans des bouteilles transparentes et opaques contourna ce problème; cette technique, malgré son manque de sensibilité, connaît une certaine popularité et est encore parfois utilisée pour déterminer la production phytoplanctonique des milieux aquatiques eutrophes (Kowalczewski et Lack, 1971). La mise au point de la technique d'assimilation de bicarbonate marqué au  $^{14}\text{C}$  (Steeman Nielsen, 1952) améliora de plus de deux ordres de grandeur la sensibilité des mesures et permit d'estimer la production primaire des eaux oligotrophes. Cette technique modifiée a été utilisée dans la présente étude et est discutée en détail à la section 3.1.4.

#### Azote et phosphore inorganiques

La mesure du taux d'assimilation d'azote ou de phosphore inorganique par les méthodes traditionnelles pose des problèmes d'analyse de telle sorte que cette méthode n'est pas utilisée à cause d'un manque de sensibilité. L'utilisation de certains isotopes de l'azote ( $^{15}\text{N}$ ) et du phosphore ( $^{32}\text{P}$ ) sont cependant utilisés comme traçeur pour certaines études

plus fondamentales. L'azote  $-15$  n'étant pas radioactif, sa mesure nécessite donc un spectromètre de masse très coûteux à l'achat et à l'utilisation. Il ne peut donc pas être utilisé couramment pour mesurer la production phytoplanctonique d'un plan d'eau.

Le phosphore  $-32$  a une demi-vie de 14 jours, ce qui le désavantage par rapport au carbone  $-14$  qui en a une de plusieurs milliers d'années. De plus, la faible concentration de phosphore dans les milieux oligotrophes, son accumulation sous forme de réserve par le phytoplancton et son recyclage rapide limite l'utilisation du phosphore  $-32$  à la compréhension de ces deux derniers phénomènes.

#### Production de carbone organique

La mesure directe d'augmentation de carbone organique ou indirecte (augmentation d'ATP, de chlorophylle, de biomasse, du nombre de cellules, de la chaleur de combustion...) de production de carbone organique est couramment utilisée pour suivre la croissance de monocultures au laboratoire. Elle présente cependant plusieurs problèmes faciles à surmonter pour les monocultures de laboratoire, mais qui deviennent très épineux dans le milieu naturel. En effet, la diversité

des espèces, la présence d'organismes hétérotrophes et de détritus organiques réduisent la sensibilité de la mesure et rendent l'interprétation difficile.

Assimilation de bicarbonate marqué

Comme nous l'avons vu l'assimilation de bicarbonate marqué au carbone -14 a été initialement mise au point par Steeman Nielsen (1952). Depuis, cette méthode connaît de plus en plus de succès pour les raisons suivantes:

- sa grande sensibilité;
- la longue demi-vie du carbone -14, qui permet de le conserver longtemps sans faire de correction pour sa décroissance radioactive;
- l'émission bêta de faible énergie du carbone -14 qui ne demande que de faible mesure de protection aux concentrations utilisées;
- le milieu n'est pas perturbé par l'ajout de bicarbonate puisque ce composé n'est pratiquement jamais le facteur limitant la production et que la quantité ajoutée est inférieure à 1% de la quantité dans le milieu.

- la signification de la mesure qui représente directement la production en terme de carbone.

Par ailleurs, la méthode, même si elle est actuellement la méthode de choix pour les études courantes de productivité à travers le monde (Bunt, 1975), cette technique n'est pas exempte de problèmes. Parmi les plus couramment rencontrés, citons:

- les problèmes logistiques associés à l'incubation "in situ" tel que travailler dans de mauvaises conditions (embarcation, hélicoptère, hydravion), transport du matériel, attente durant l'incubation, ...
- les variations importantes d'ensoleillement d'une journée à l'autre et même durant la même journée;
- l'effet bouteille et de dégradation des composés marqués fraîchement synthétisés;
- l'excrétion de composés marqués fraîchement synthétisés (produits extracellulaires);

- la rétention de carbone -14;
- le risque de bris de cellules lors de la filtration;
- la question à savoir si la production mesurée est brute ou nette.

L'incubation des échantillons dans un incubateur nous a permis de solutionner d'une façon satisfaisante la plupart des problèmes.

#### Problèmes logistiques et variation d'ensoleillement

Les mesures "in situ" sont nécessaires à l'évaluation de la production annuelle d'un milieu, mais reste quand même une tâche trop laborieuse pour être utilisées d'une façon systématique dans le cadre d'un réseau de surveillance. Parmi les facteurs à considérer pour déterminer la fréquence des mesures, l'intensité lumineuse est l'un des plus variables. Cette grande variation intrinsèque implique que les mesures soient rapprochées dans le temps, qu'elles couvrent la plus grande partie de la photopériode, que l'intensité lumineuse soit enregistrée et que sa pénétration dans l'eau soit mesurée.

De cette façon, la production primaire peut être estimée en interpolant entre les mesures tout en tenant compte du facteur lumière.

Cette approche, très utile pour caractériser le niveau d'eutrophisation d'un plan d'eau et pour évaluer l'importance des apports autochtones en matière organique par rapport aux apports allochtones, n'est cependant pas essentielle pour comparer les eaux d'un réservoir à un autre. L'incubation en laboratoire permettrait de comparer les milieux les uns par rapport aux autres, et de suivre l'évolution de l'activité phytoplanctonique dans le temps.

La température doit cependant être la même que celle de l'eau lors de son échantillonnage alors que l'intensité lumineuse ne doit pas être forte au point d'inhiber la croissance des algues. Le choix de 10 000 lux que nous avons fait pour l'expérimentation de la méthode peut être remise en question. Il semble cependant que cette intensité ne soit pas excessive (Steeman Nielsen et Hansen, 1961, Yentsch et Lee, 1966) et qu'elle corresponde même à la saturation lumineuse. L'avantage d'une telle intensité lumineuse se traduit par un gain dans la sensibilité de la méthode; mais la production n'est cependant plus une fonction linéaire de l'intensité lumineuse.

En effet, la courbe graphique de la production est une droite jusqu'à environ 5 000 lux pour ensuite courber et atteindre un plateau aux environs de 10 000 lux et décroître par la suite. Le choix de 5 000 lux aurait comme avantage de se situer dans la partie linéaire de la courbe tandis que la diminution de la sensibilité pourrait être compensée par une plus grande quantité de bicarbonate marqué ajouté aux échantillons. Une correction pour tenir compte de cette quantité devrait alors être faite.

#### Effet bouteille et dégradation des composés marqués

Selon Bunt (1975), la paroi des bouteilles peut être colonisée par les bactéries lorsque l'incubation est longue ou que les bouteilles sont mal lavées à l'acide nitrique. Ce dernier point devrait être pris en considération si les bouteilles sont éventuellement recyclées.

Quant à l'absorption de la lumière par les parois des bouteilles, ce problème n'en n'est pas un pour des mesures comparatives si elles sont toujours faites dans les mêmes bouteilles et sous le même éclairage.

Produits extracellulaires, rétention abiotique du carbone-14  
et bris cellulaire lors de la filtration

Le remplacement de l'étape de filtration par une acidification ( $\text{pH} < 2$ ) et agitation pour séparer le carbone assimilé de la fraction restante possède de nombreux avantages. Les produits extracellulaires sont inclus à la mesure à l'exception de quelques molécules qui peuvent se volatiliser lors de l'agitation. Les problèmes de lavages pour enlever la fraction de carbone-14 retenu par le filtre et par les particules qui s'y trouvent, de même que les risques de briser les cellules et de perdre leur contenu sont éliminés.

Enfin, cette modification technique ne laisse pas de choix quant au mode de comptage. Celui-ci doit se faire par scintillation liquide qui présente de nets avantages en ce qui concerne la facilité de manipulation, la conservation des échantillons, l'efficacité du comptage, les corrections à apporter pour l'autoabsorption et la calibration des mesures. Le comptage par scintillation liquide peut cependant présenter des problèmes d'extinction qui peuvent être éliminés par des standards préparés dans les mêmes conditions expérimentales que les mesures et comptés en même temps que celles-ci. Ces standards tiennent donc compte de tous les facteurs

déterminant le comptage (extinction, efficacité du compteur, fioles à scintillation, décroissance radioactive, ...) de telle sorte qu'il n'est plus nécessaire d'effectuer des corrections pour tous ces facteurs.

La productivité mesurée est-elle brute ou nette

Le débat à savoir si la productivité mesurée par cette méthode est brute ou nette n'est pas fini (Fogg, 1969). Il semble de plus en plus évident que la respiration à la noirceur est partiellement inhibée à la lumière (Jackson et Volk, 1970).

Il est aussi important de réaliser que la respiration ne touche qu'une fraction des composés organiques fraîchement synthétisés, et que cette fraction augmente du début à la fin de l'incubation. A cause de ces deux facteurs, nous pouvons conclure que la productivité mesurée se situe beaucoup plus près de la productivité brute que de la production nette.

Cette approche (potentiel autotrophe) a été adoptée lors de cette étude. Elle consiste à placer les échantillons d'eau dans un incubateur où les conditions du milieu sont respectées sauf en ce qui concerne l'intensité lumineuse, laquelle reste la même pour l'ensemble des stations pendant toute la durée du projet. Cette modification permet d'effectuer des mesures comparatives à des intervalles de temps plus longs.

Le potentiel autotrophe d'une eau, déterminée selon cette technique, traduit à la fois l'abondance du phytoplancton dans la prise d'essai, son état physiologique, et la disponibilité d'éléments nutritifs ou toxiques dans le milieu.

L'évaluation de la production primaire réelle peut ensuite être faite en "calibrant" les mesures de potentiel autotrophe avec quelques mesures faites "in situ"; ou en l'estimant plus grossièrement avec les mesures d'ensoleillement et de pénétration lumineuse.

#### 5.2.2 Production hétérotrophe

La production hétérotrophe et la minéralisation de la matière organique dans l'écosystème aquatique présentent un intérêt aussi grand que la production autotrophe pour caractériser la production du milieu et la dynamique des substances nutritives. Les microorganismes hétérotrophes peuvent court-circuiter partiellement les autotrophes en colonisant les particules en suspension. Ils rendent ainsi disponibles

aux organismes planctonophages une partie de la matière organique en solution.

Contrairement à ces derniers organismes qui donnent un mélange de composés organiques à partir du bicarbonate comme principale source de carbone et de la lumière comme principale source d'énergie, les organismes hétérotrophes utilisent une multitude de composés organiques comme source de carbone et tirent leur énergie des liens chimiques de ces molécules. Cette différence de sens dans l'équation apparaissant à la section 5.3.1 présente des difficultés quasi insurmontables pour l'expérimentateur. En effet, la grande diversité de composés organiques présents dans le milieu, leurs différentes vitesses d'assimilation et les différences de concentration d'un échantillon à l'autre demanderaient une technique trop laborieuse pour être utilisée couramment. Une méthode simplifiée consiste à utiliser un seul composé organique marqué au  $^{14}\text{C}$ ; habituellement le glucose ou l'acétate parce qu'ils sont plus universellement répandus et utilisés par les micro-organismes. Cette méthode, employée par plusieurs auteurs (Parsons et Strickland, 1962; Wright et Hobbie, 1966; Hamilton et Presland, 1970; Campbell

*et al.*, 1975) est une mesure du "potentiel hétérotrophe" d'une eau; elle ne peut cependant pas être interprétée en termes de "production hétérotrophe" puisque les concentrations des composés témoins ajoutés (glucose, acétate, ...) dépassent de beaucoup les concentrations dans le milieu.

Pour effectuer une mesure de production hétérotrophe, il est donc nécessaire de rechercher un élément essentiel, universellement utilisé par le bactérioplancton, et sa concentration dans l'eau doit être suffisante pour ne pas être perturbée par des ajouts. Les mesures de la vitesse de consommation d'oxygène peuvent être utilisées avec succès dans les eaux très chargées de matière organique labile. Cette méthode pourrait donner une mesure de l'activité hétérotrophe d'une eau et du taux de recyclage du carbone inorganique, à la condition qu'un respiromètre assez sensible donne une réponse mesurable durant une période d'incubation courte.

Un autre élément essentiel est le soufre: en effet, selon Stuiver (1967), la moyenne de carbone par rapport au soufre dans la matière organique d'origine naturelle est en moyenne de 500 à 1. D'autre part, le rapport de 529 à 1 mesuré

!

par Monheimer (1974) pour l'assimilation autotrophe nous semble plus réaliste (rapport que nous utiliserons dans la présente étude).

De plus, le soufre, sous forme de sulfate, se présente généralement en concentration suffisante pour être facilement mesurable, et il est rarement (voire jamais) le facteur chimique limitant la production des systèmes aquatiques puisqu'il est directement assimilé sous forme inorganique par les micro-organismes hétérotrophes aérobies (Butlin, 1953; Kuznetsov, 1968; Sorokin, 1969). L'assimilation de sulfate marqué au soufre-35 peut servir à l'estimation de la production hétérotrophe d'une eau (Monheimer, 1974; Jassby, 1975).

Un autre composé inorganique utilisé lors de la production hétérotrophe est le bicarbonate. En effet, Overbeck (1974) cite plusieurs auteurs qui ont mesuré le taux d'incorporation de  $\text{CO}_2$  à la noirceur pour estimer la production hétérotrophe du plancton. Il note que le pourcentage de  $\text{CO}_2$  impliqué dans la biosynthèse de la biomasse bactérienne est d'environ 6,7% (rapport que nous utiliserons dans cette étude) bien que ce rapport soit sujet à de fortes variations.

### 5.3 METHODOLOGIE

La campagne de mesure d'assimilation de composés marqués débuta le 19 juillet 1976 aux stations SB-001, SB-016, SB-017 et SB-018 du lac Nathalie. Ce retard est principalement attribuable à la nécessité de se procurer une licence relative à l'utilisation de radio-isotopes et d'acquérir l'équipement spécialisé nécessaire aux mesures. Une description plus détaillée des campagnes d'échantillonnage apparaît dans le résumé des activités de terrain (voir chapitre 2).

Les échantillons expédiés par le personnel du lac Hélène ont été acheminés au Centre de Recherches Minérales du M.R.N. à Québec pour comptage par scintillation liquide.

Les données ont été compilées et vérifiées par Michel Palardy de Dessau Environnement Ltée qui s'occupa également de leurs traitements au Service d'Informatique du Groupe Dessau à l'aide d'un programme existant et modifié par notre personnel.

#### 5.3.1 Potentiel autotrophe - Assimilation de bicarbonate à la lumière

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 ( $\text{pH} < 2$ ) afin de bloquer toute activité biologique subséquente et agités durant une nuit (12 heures) afin de laisser échapper le bicarbonate non assimilé. Cette méthode de séparation, suggérée par Schindler *et al.* (1972) 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.

### 5.3.2 Production hétérotrophe - Assimilation de bicarbonate à la noirceur

La détermination de la production hétérotrophe consiste à mesurer, durant une période d'incubation courte et à la noirceur, le taux d'assimilation par le plancton, de bicarbonate marqué au carbone  $^{14}$ .

Les témoins du potentiel autotrophe servent à effectuer ces mesures. En effet, l'assimilation de bicarbonate 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 bicarbonate 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.

### 5.3.3 Production hétérotrophe - Incorporation de sulfate à la noirceur

La méthode pour mesurer l'incorporation hétérotrophe de sulfate marqué est fondamentalement la même que la technique d'assimilation hétérotrophe de bicarbonate (Monheimer, 1974) à l'exception près que le soufre  $-35$  est utilisé comme traceur radioactif au lieu du carbone  $-14$  et les échantillons sont filtrés après l'acidification au lieu d'être agité durant une nuit pour séparer la fraction du traceur qui n'a pas été incorporé.

Ces mesures furent effectuées en quintuple, en absence de lumière, dans un incubateur dont la température était ajustée selon celle de l'eau lors de l'échantillonnage. La période d'incubation était de 4 heures tandis que des expériences témoins furent effectuées simultanément, en double, selon le même protocole expérimental sauf que l'activité biologique était arrêtée en acidifiant ( $\text{pH} < 2$ ) les échantillons dès le début de la période d'incubation. Pour chaque mesure, deux standards furent préparés afin de déterminer l'activité ajoutée, l'efficacité du comptage radioactif et la décroissance radioactive du soufre  $-35$ .

#### 5.3.4 Potentiel hétérotrophe - Incorporation de glucose à la noirceur

La détermination du potentiel hétérotrophe d'une eau consiste à mesurer la vitesse d'incorporation de glucose uniformément marqué au carbone  $-14$ . Le choix du glucose comme substrat organique modèle est justifié par sa présence presque universelle dans les eaux de surface et son assimilation rapide par le bactérioplancton. Aux concentrations employées dans cette étude ( $< 50 \mu\text{g}$  glucose  $-U-^{14}\text{C l}^{-1}$ ), l'assimilation par le phytoplancton peut normalement être négligée (Wright et Hobbie, 1966).

Le protocole expérimental suivi était essentiellement le même que celui adopté pour mesurer l'incorporation de sulfate marqué (voir section 4.3) sauf que le glucose uniformément marqué au carbone  $-14$  était utilisé à la place du sulfate marqué au soufre  $-35$ .

#### 5.4 RESULTATS ET DISCUSSION

Les résultats d'assimilation ou d'incorporation de composés marqués sont présentés aux tableaux 5.1 à 5.5 ainsi que le coefficient de variations des mesures effectuées en quintuple à partir

desquelles nous en avons retenues au moins trois. Leurs évolutions temporelles apparaissent aux figures 5.1 à 5.4.

Les mesures dont la valeur brute était plus petite que 1,3 fois le témoin sont présentées comme étant plus petites que 0,3 fois le témoin. Ce critère constitue la limite de sensibilité de la méthode. D'autre part, les mesures ayant un coefficient de variation plus grand que 50% ont été rejetées et sont représentées aux tableaux par un astérisque. Ce critère n'est pas très sévère; cependant, nous l'avons quand même choisi, pour que le maximum de mesures soit présenté afin de pouvoir juger plus objectivement chacune des méthodes.

#### 5.4.1 Potentiel autotrophe

Les mesures de potentiels autotrophes (tableau 5.I) possèdent des coefficients de variation qui dépassent rarement 25%, ce qui traduit sa bonne reproductivité, d'autant plus que la limite de détection de cette mesure est de l'ordre de quelques dixièmes de  $\mu\text{g}$  de carbone par litre heure.

La gamme de variation saisonnière a été de 0,8 à 6,0  $\mu\text{g C l}^{-1}\text{h}^{-1}$  pour une moyenne se situant aux environs de 2,5  $\mu\text{g C l}^{-1}\text{h}^{-1}$ .

Ces mesures correspondent aux valeurs "in situ" que nous pourrions mesurer dans des conditions d'ensoleillement optimales. Dans cet esprit, les valeurs maximums observées pour le potentiel autotrophe sont comparables aux valeurs de production primaire mesurées dans la zone photique de certains lacs des Alpes (Berman et Eppley, 1974). Elles sont environ trois fois plus faibles que les mesures de production primaire effectuées par Kalff (1972) au lac Hertel situé sur le Mont Saint-Hilaire, et un à deux ordres de grandeur plus faibles que les mesures de potentiel autotrophe (Campbell *et al.*, 1976) des rivières Yamaska et Saint-François.

La position relative des stations (figure 5.1) change quelques fois au cours de la saison; mais leur comportement reste assez semblable, quoique la station la plus amont (018) présente des variations plus accentuées que la station la plus en aval (016). Le lac Nathalie semble se comporter comme un milieu tampon pour le phytoplancton de telle sorte que le temps de rétention du lac est suffisant à l'établissement d'un équilibre dynamique. Il sera donc important de tenir compte de cette observation lors du choix des stations pour le réseau de surveillance. Si le nombre de stations et la

la fréquence d'échantillonnage sont limités, les stations devraient être choisies de préférence dans la partie aval des réservoirs.

Les variations journalières du potentiel autotrophe observées à la station 001 (tableau 5.V) sont beaucoup moins importantes que celles enregistrées par Campbell *et al.* (1976) sur la Yamaska. En effet, ces auteurs rapportent des différences allant jusqu'à un facteur de 4 d'une journée à l'autre, à la même heure. De notre côté, nous observons une diminution à peu près constante pour atteindre un facteur de 2 au bout de quatre jours. Cette différence vient corroborer l'hypothèse à l'effet que le lac agit comme milieu tampon puisque les mesures de Campbell et ses collaborateurs (1976) furent effectuées sur des échantillons d'eau de rivière alors que les nôtres le furent en milieu lacustre.

Quant aux variations diurnes présentées au même tableau (5.5), elles ne posent aucun problème si les échantillons sont pris entre 11 heures et 15 heures lorsque le ciel est couvert. La mesure effectuée sur l'échantillon recueilli à 9 heures semble faible quoique explicable par la mauvaise température ce jour-là. Une investigation plus approfondie

durant des journées de beau temps devrait être entreprise afin de connaître la variabilité journalière dans différentes conditions.

#### 5.4.2 Production hétérotrophe - Assimilation de bicarbonate à la noirceur

La première série de mesures effectuées le 30 juillet 1976 (tableau 5.2) a été rejetée à cause d'un coefficient de variation supérieur à 50%. Il est tout à fait normal qu'une certaine confusion existe lors de la réalisation d'une technique nouvelle de telle sorte que ces mesures ne sont pas considérées dans la discussion des résultats. Quant aux coefficients de variation des autres mesures, ils sont presque toujours inférieurs à 25%; cependant, les mesures ne sont généralement pas beaucoup plus élevées que 1,3 fois la valeur du témoin. Il apparaît même que 5 mesures sont inférieures à cette limite. Morriset *et al.* (1971) a également obtenu des témoins élevés qu'il attribua à la présence d'une contamination de la solution de bicarbonate marqué. Le contaminant fut soupçonné d'être de nature organique puisqu'il put être éliminé par une intense irradiation de rayons ultraviolets.

Ces résultats sont donc moins fiables que les résultats des potentiels autotrophes puisque l'assimilation hétérotrophe de bicarbonate représente seulement 6,7% de la production hétérotrophe totale (section 3.2) de telle sorte que la valeur des mesures se rapproche de celle des témoins. L'utilisation d'un facteur de conversion apporte également un facteur d'erreur lorsque nous exprimons ces données en valeur absolue de production hétérotrophe de carbone. Lorsque nous comparons les mesures dans un milieu donné, le facteur de conversion, même s'il est entaché d'une erreur, risque d'être beaucoup plus constant que dans des milieux hétérogènes de telle sorte que les mesures comparatives sont plus fiables que les mesures absolues.

La discussion ci-dessus pose certaines limites quant à l'interprétation des résultats présentés au tableau et à la figure 5.2. Nous pouvons quand même voir que les stations se comportent d'une façon semblable et que ce comportement ressemble un peu au potentiel autotrophe. De plus, la moyenne des mesures exprimées en carbone organique produit est environ deux fois plus faible que la production autotrophe sous une illumination de 10 000 lux. Ce comportement nous semble indiquer que la fixation du  $\text{CO}_2$  à la noirceur serait due aux organismes autotrophes et hétérotrophes.

En conséquence, le manque de sensibilité de cette méthode et ses difficultés d'interprétation nous porte à conclure qu'elle n'est pas appropriée pour être utilisée couramment dans le cadre d'un réseau de surveillance écologique.

#### 5.4.3 Production hétérotrophe - Incorporation de sulfate à la noirceur

Le principal problème rencontré avec les mesures d'incorporation de sulfate est la valeur très élevée des témoins. En effet, les témoins sont de l'ordre de 2 000 cpm alors qu'ils devraient être du même ordre de grandeur que les témoins mesurés pour l'assimilation de bicarbonate et pour l'incorporation de glucose ( $\approx 100$  cpm). Les facteurs responsables de cette forte activité mesurée dans les témoins sont:

- 1<sup>e</sup> - la dissolution de sulfate marqué dans l'eau interstitielle retenue sur le filtre, les organismes et les détritus;

2<sup>e</sup> - l'absorption des ions sulfates marqués sur les sites extérieurs aux particules (vivantes ou détritus) et sur le filtre.

La fraction dissoute dans l'eau interstitielle est rapidement enlevée par le lavage (Epstein, 1963). Par ailleurs, la fraction adsorbée doit être enlevée par échange ionique qui sera d'autant plus efficace que l'eau de lavage contiendra une forte concentration d'ions sulfates ou que la quantité d'eau de lavage utilisée sera grande. Il semble de toute évidence que la méthode de lavage utilisée durant l'été 1976 n'était pas assez efficace pour désorber les ions sulfates marqués alors qu'elle était suffisante pour le lavage de l'eau interstitielle. En effet, les faibles valeurs (100 à 200 cpm) des témoins pour l'incorporation du glucose à la noirceur montrent que la méthode de lavage était suffisante pour déplacer l'eau interstitielle.

Les conséquences des valeurs élevées pour les témoins se reflètent par une hausse considérable des coefficients de variation et de la limite de détection de la méthode (tableau 5.3).

D'autre part, l'utilisation d'un facteur de conversion (section 3.2) entre l'incorporation de sulfate et la production hétérotrophe de carbone n'est pas aussi critique que pour l'assimilation de bicarbonate à la noirceur puisque les mécanismes d'incorporation de sulfate sont plus simples et mieux connus (Monheimer, 1974, 1975a, 1975b). Le facteur de conversion élevé peut également être compensé par l'utilisation d'une solution d'activité spécifique élevée puisque contrairement aux composés organiques comme le glucose marqué au  $^{14}\text{C}$  qui ne se trouve qu'à faible activité spécifique, on peut le trouver sur le marché et son utilisation ne risque pas de perturber le milieu.

La valeur moyenne de la production hétérotrophe mesurée par cette méthode est du même ordre de grandeur que les mesures de potentiel autotrophe. Cette constatation confirme l'hypothèse selon laquelle la production hétérotrophe d'un plan d'eau peut être aussi importante, sinon plus, que la production autotrophe. En effet, si les organismes hétérotrophes ne dépendaient uniquement que de la production autochtone de matière organique, leur production devrait être environ dix fois plus faible que la production autotrophe puisque leur efficacité est de cet ordre de grandeur. Les organismes du système aquatique profitent donc des apports allochtones de matière organique en l'incorporant dans la chaîne alimentaire.

A la lumière de cette discussion, il serait très intéressant de résoudre le problème des valeurs élevées des témoins avant d'adopter cette mesure pour le réseau de surveillance écologique. Des essais de lavage de filtre avec différents volumes d'eau contenant différentes concentrations de sulfate de sodium ou d'acide sulfurique apporteraient sans doute la réponse à ce problème.

#### 5.4.4 Potentiel hétérotrophe - Incorporation de glucose à la noirceur

Les mesures d'incorporation de glucose (tableau 5.4) possèdent des coefficients de variation qui dépassent rarement 25%. Avec les mesures de potentiel autotrophe, ce sont les données les plus reproductibles et les plus fiables. Elles ont cependant le désavantage de n'être qu'un potentiel et son ajout en concentration supérieure à celle que l'on trouve dans le milieu risque d'apporter une certaine perturbation de celui-ci quoique Vaccaro et Jannasch (1966) ont observé que la vitesse maximum d'assimilation était atteinte à une concentration de glucose ajouté de 20  $\mu\text{g C/l}$  et restait constante jusqu'à 60  $\mu\text{g C/l}$ . De plus, cet auteur rapporte une relation linéaire entre la quantité de glucose assimilé par une population naturelle de plancton et la durée d'incubation à 6°C durant 3 heures.

Les mesures ( $\approx 20\text{ng C/1/h}$ ) au lac Nathalie durant l'été 1976 (figures 5.2 et 5.3) sont comparables aux valeurs ( $\approx 25\text{ng C/1/h}$ ) obtenues par Lawrence et Wentworth (1973) sur le Fraser en Colombie Britannique et aux valeurs ( $\approx 25\text{ng C/1/h}$ ) obtenues par Robinson et Brandt sur le lac West Blue au Manitoba. Par contre, nos valeurs sont plus faibles que les valeurs ( $\approx 180\text{ng C/1/h}$ ) obtenues par Hobbie (1969) sur le lac Erken en Suède et les valeurs (64 et 300 ng C/1/h) obtenues par Albright et Wentworth (1973) respectivement sur les rivières Serpentine et Nicomekyl de la Colombie Britannique.

Les stations intégrées entre 0 et 8 m du lac Nathalie se comportent sensiblement de la même manière quoique l'on remarque que la station 001 présente une activité hétérotrophe généralement plus faible et que l'amplitude des variations varie d'une station à l'autre. Il est à noter que ce comportement est presque le même que l'activité autotrophe mesurée aux mêmes stations à l'exception près des mesures effectuées entre les 20 et 25 juillet. A cette période de l'année, les microorganismes hétérotrophes semblent terminer une période d'activité intense correspondant à la période d'activité biologique intense du début de saison alors que les microorganismes autotrophes ont déjà terminé cette phase. Il serait tout à fait normal d'observer un certain décalage entre ces deux

activités, surtout en début de saison alors que la microflore est en pleine période de croissance. Ce décalage apparaît également plus tard dans la saison par un décalage non pas de toutes les stations dans le temps, mais de chacune des stations dans l'espace de telle sorte que la station la plus en aval (016) a un comportement hétérotrophe similaire au comportement autotrophe de la station la plus en amont (018). Il s'ensuit que, contrairement à l'activité autotrophe, l'activité hétérotrophe subit moins de variation dans la partie supérieure du lac (figure 5.3).

Les stations en profondeur présentent entre elles une similitude encore plus grande, mais ne semblent avoir aucune relation avec les stations en surface, sauf en ce qui concerne l'ordre de grandeur des mesures (figure 5.4).

Nous observons un maximum d'activité à toutes les stations, le 11 août. Ces maximums sont difficilement explicables, à moins qu'ils soient dus à la pluie de plancton produite près de la surface en début de saison (juin) et que nous n'ayons pas pu enregistrer à cause du début tardif des mesures. Cette hypothèse reste à vérifier.

Même si ces mesures n'apportent pas une bien meilleure compréhension de l'écosystème actuel, elles pourraient être utiles dans l'évaluation des apports de matière organique en provenance du fond des réservoirs après leur mise en eau.

## 5.5 CONCLUSION

Les mesures des potentiels autotrophe et hétérotrophe se sont avérées suffisamment sensibles et fiables pour être utilisées couramment dans le cadre d'un réseau de surveillance écologique.

Elles sont des mesures comparatives de production de phytoplancton et de bactérioplancton qui peuvent, avec un certain raffinement et d'autres mesures, servir à une bonne estimation de la production réelle du milieu. Dans cette optique, nous proposons que:

- les mesures du potentiel autotrophe soient comparées aux mesures de production primaire "in situ" en tenant compte de l'ensoleillement et de la pénétration lumineuse;
- les mesures du potentiel hétérotrophe soient comparées à d'autres mesures dynamiques telle que l'assimilation hétérotrophe de sulfate. Robinson et Brandt (1975) ont déjà fait un pas dans ce sens en établissant la corrélation entre le nombre de cellules comptées exprimé en  $10^9$  cellules  $m^{-3}$  ( $X_1$ ) la température en  $^{\circ}$ Celcius ( $X_2$ ) et l'assimilation de glucose en  $ng\ C\ l^{-1}(Y)$ ;

$$Y = 57X_1 + 6,56 X_2 - 19,8$$

Les mesures de production hétérotrophe par assimilation de bicarbonate à la noirceur devraient être abandonnées. Quelques essais pour résoudre le problème des valeurs élevées des témoins devraient être entrepris pour la production par incorporation au sulfate. C'est alors seulement que nous pourrions juger de la pertinence de conserver cette mesure dans le cadre du réseau de surveillance. Si ces essais s'avèrent positifs, la méthode de production hétérotrophe par incorporation de sulfate pourrait remplacer avantageusement les mesures de potentiel hétérotrophe.

TABLEAU 5.1

ASSIMILATION AUTOTROPHE DE CO<sub>2</sub> (ug Cl<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>) SELON UNE BASE HEBDOMADAIRE

DATE  (Heure)	Station SB-018		Station SB-017		Station SB-001		Station SB-016	
	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond
	$\bar{x}$ (c.v.)	$\bar{x}$ (c.v.)						
19-7-76 (16)	3.1(5%)		2.6(11%)		1.8(13%)		1.6(13%)	
20-7-76 (11)	2.8(16%)		2.9(18%)		1.7(15%)		1.7(12%)	
23-7-76 (10)	2.1(10%)		2.7(12%)		2.2(11%)		1.2(5%)	
30-7-76 (10)	2.9(20%)		2.6(18%)		<1.8( 8%)		3.1(20%)	
10-8-76 (10)	1.7(34%)		2.8( 6%)		2.4(14%)		2.2(15%)	
24-8-76 (10)	1.8(20%)		3.2( 5%)		3.1( 8%)		3.4(20%)	
31-8-76 (10)					5.1(10%)			
7-9-76 (10)	2.6(21%)		2.4(33%)		0.8(23%)		2.5(23%)	
21-9-76 (10)	5.0(15%)		5.2(14%)		3.9(14%)		3.5(17%)	
5-10-76 (9)	1.9(33%)		1.9(17%)		1.3(19%)		1.8(21%)	
19-19-76 (10)	1.5(10%)		1.8(5%)		1.4(17%)		2.2(25%)	

TABLEAU 5.2

PRODUCTION HETEROTROPHE DE CARBONE ( $\mu\text{g C l}^{-1} \text{h}^{-1}$ ) CALCULEE A PARTIR DES MESURES  
D'ASSIMILATION DE BICARBONATE A LA NOIRCEUR, SELON UNE BASE HEBDOMADAIRE

DATE (Heure)	Station SB-018		Station SB-017		Station SB-001		Station SB-016	
	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond
	$\bar{x}$ (c.v.)	$\bar{x}$ (c.v.)						
30-7-76 (10)	*		*		*		*	
11-8-76 (10)	3.2( 7%)		3.2(11%)		3.3(15%)		4.1(21%)	
24-8-76 (10)	2.0(18%)		<.6(18%)		<1.2( 5%)		<.9(47%)	
31-8-76 (10)					*			
7-9-76 (10)	1.3( 4%)		1.2(21%)		.8(24%)		<.9(35%)	
21-9-76 (10)	*		2.8(10%)		2.7( 7%)		2.8( 8%)	
5-10-76 ( 9)	1.5(13%)		3.2(10%)		3.2( 4%)		1.8(11%)	
19-10-76 (10)	1.2( 5%)		1.8( 1%)		2.0( 8%)		1.4( 7%)	

\* Le coefficient de variation est supérieur à 50%.

TABLEAU 5.3

PRODUCTION HETEROTROPHE DE CARBONE ( $\mu\text{g C l}^{-1}\text{h}^{-1}$ ) CALCULEE A PARTIR DES MESURES  
D'INCORPORATION DE SULFATE SELON UNE BASE HEBDOMADAIRE

DATE (Heure)	Station SB-018		Station SB-017		Station SB-001		Station SB-016	
	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond
	$\bar{x}$ (c.v.)	$\bar{x}$ (c.v.)						
13-8-76 ( 8)	*		< 5(30%)		25(35%)		10(49%)	
25-8-76 ( 9)	< 6(27%)		5(26%)		3(27%)		4(33%)	
26-8-76 ( 9)		2(47%)		2(18%)		< 2(21%)		2(25%)
31-8-76 (10)					*			
7-9-76 (10)	*		4(21%)		2(18%)		1(24%)	
8-9-76 ( 9)		6( 9%)		< 2( 8%)		2( 8%)		< 3(16%)
21-9-76 (10)	4( 9%)		4( 7%)		8(21%)		5(14%)	
22-9-76 (10)		< 11(48%)		1(16%)		2( 9%)		4(31%)
5-10-76 ( 9)	4(18%)		< 2( 9%)		< 2(13%)		4(20%)	
6-10-76 ( 9)		< 4(17%)		< 2(17%)		< 4(20%)		< 4(11%)
19-10-76 (10)	< 4(19%)		< 3(15%)		5(37%)		< 3(24%)	
20-10-76 (10)		< 6(20%)		< 2(10%)		4(17%)		4(30%)

\* Le coefficient de variation est supérieur à 50%.

TABLEAU 5.4

INCORPORATION HETEROTROPHE DE GLUCOSE ( $\text{ng Cal}^{-1} \text{h}^{-1}$ )  
 SELON UNE BASE HEBDOMADAIRE

DATE (Heure)	Station SB-018		Station SB-017		Station SB-001		Station SB-016	
	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond
	$\bar{x}$ (c.v.)	$\bar{x}$ (c.v.)						
20-7-76 (11)	29.3(20%)		23.0(26%)		1.6(16%)		27.2(17%)	
22-7-76 (10)		67.2(16%)		71.3(19%)		2.1(13%)		64.6(13%)
23-7-76 (10)	30.3( 8%)		30.2(13%)		77.8(12%)		24.9(18%)	
28-7-76 ( 9)	15.4(10%)		16.8(11%)		9.4( 9%)		16.7(17%)	
29-7-76 (10)		17.3( 3%)		16.5( 8%)		9.4(20%)		20.5(30%)
11-8-76 (10)		14.9(13%)		12.0(23%)		13.5(10%)		14.0(19%)
13-8-76 ( 8)		28.8(19%)		22.4(23%)		31.5(20%)		34.4(16%)
25-8-76 ( 9)	24.8(13%)		22.2(13%)		12.4(32%)		8.6( 5%)	
26-8-76 ( 9)		18.5(16%)		17.7(10%)		17.1( 8%)		20.6( 8%)
31-8-76 (10)					20.1(20%)			
7-9-76 (10)	16.5( 8%)		16.0(17%)		4.1(17%)			
8-9-76 (10)		12.5(19%)		10.0( 9%)		7.6( 7%)	13.5(15%)	14.5(15%)

TABLEAU 5.4

INCORPORATION HÉTÉROTROPHE DE GLUCOSE ( $\text{ng Cl}^{-1} \text{h}^{-1}$ )  
SELON UNE BASE HEBDOMADAIRE

DATE  (Heure)	Station SB-018		Station SB-017		Station SB-001		Station SB-016	
	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond
	$\bar{x}$ (c.v.)	$\bar{x}$ (c.v.)						
21-9-76 (10)	16.8(12%)		21.8(12%)		24.1(13%)		41.3( 8%)	
22-9-76 (10)		10.9( 6%)		10.5(15%)		6.8(17%)		
5-10-75 ( 9)	18.2(15%)		10.4(14%)		8.5( 7%)		14.8( 6%)	
6-10-76 ( 9)		8.2(13%)		7.4(13%)		7.9(16%)		10.3( 6%)
19-10-76 (10)	12.9( 7%)		14.0( 8%)		11.1(15%)		17.2(12%)	
20-10-76 (10)		7.2(8%)		7.8(12%)		6.1( 5%)		9.9( 9%)

TABLEAU 5.5

VARIATIONS JOURNALIERES ET DIURNES DE LA PRODUCTION AUTOTROPHE ET HETEROTROPHE

DATE  (Heure)	Assimilation autotrophe de bicarbonate ( $\mu\text{g C l}^{-1} \text{h}^{-1}$ )		Assimilation hétérotrophe de bicarbonate ( $\mu\text{g C l}^{-1} \text{h}^{-1}$ )		Incorporation hétérotrophe de sulfate ( $\mu\text{g C l}^{-1} \text{h}^{-1}$ )		Incorporation hétérotrophe de glucose ( $\text{ng C l}^{-1} \text{h}^{-1}$ )	
	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond
	$\bar{x}$ (c.v.)	$\bar{x}$ (c.v.)	$\bar{x}$ (c.v.)	$\bar{x}$ (c.v.)	$\bar{x}$ (c.v.)	$\bar{x}$ (c.v.)	$\bar{x}$ (c.v.)	$\bar{x}$ (c.v.)
30-8-76 (10)	6.6 (19%)		<.9 (10%)		9(23%)		32.7(19%)	
31-8-76 (10)	5.1 (10%)		1.7(22%)		7(20%)		20.1(20%)	
1-9-76 (10)	5.2 (13%)		2.7( 4%)		13(45%)		22.6(10%)	
2-9-76 (11)	4.0 ( 6%)		2.8(20%)		<5(20%)		28.9(16%)	
3-9-76 (10)	3.4 (18%)		1.4(15%)		9(18%)		30.3(13%)	
2-9-76 (9)	<1.3 (13%)		3.1( 4%)		8(50%)		29.6(10%)	
2-9-76 (11)	4.0 (6%)		2.8(20%)		<5(20%)		28.9(16%)	
2-9-76 (13)	3.5 (17%)		*		*		25.4(18%)	
2-9-76 (15)	3.7 ( 9%)		*		3(12%)		36.3(14%)	

ug de C l<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>

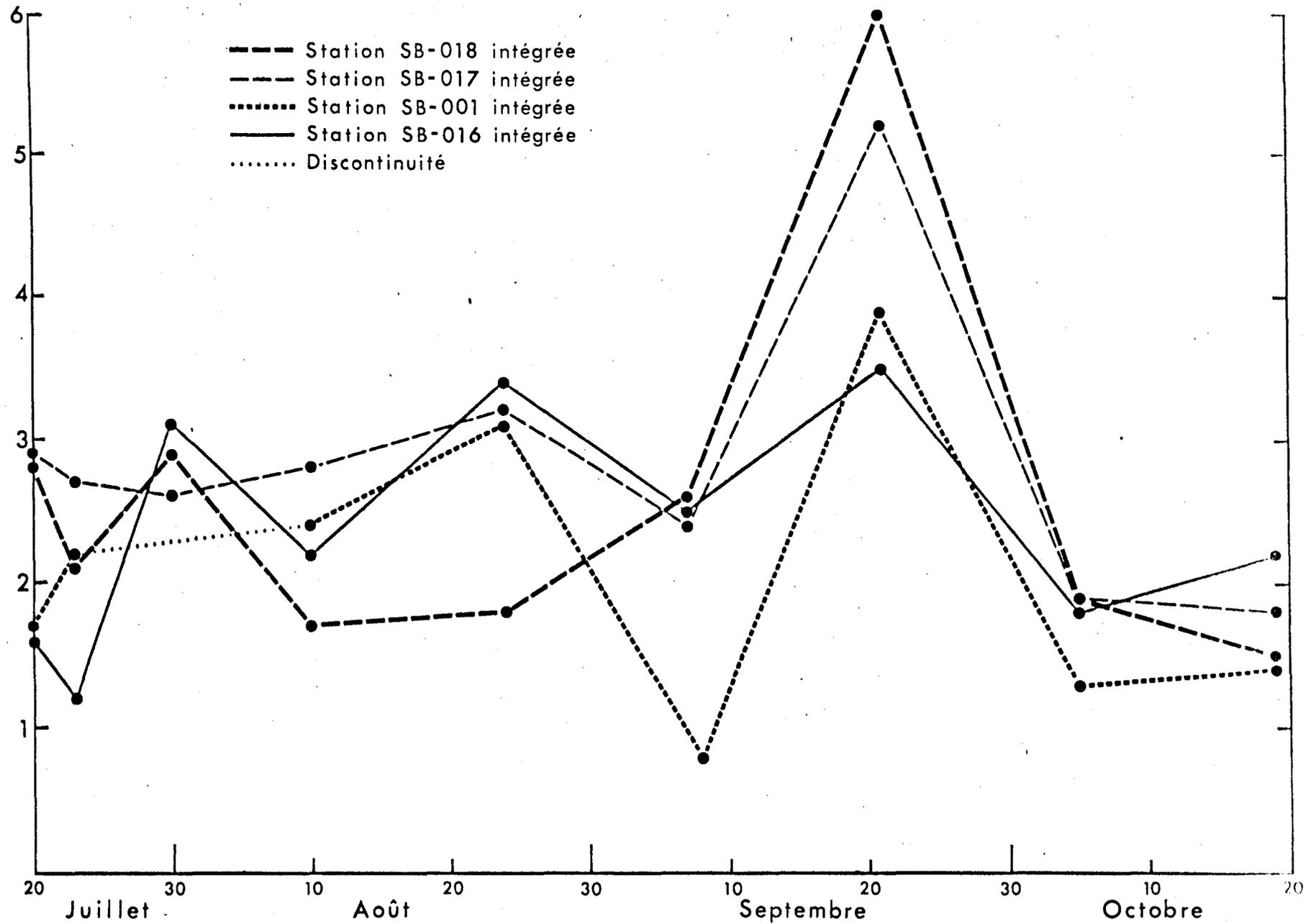


Figure 5.1 Assimilation autotrophe de CO<sub>2</sub>

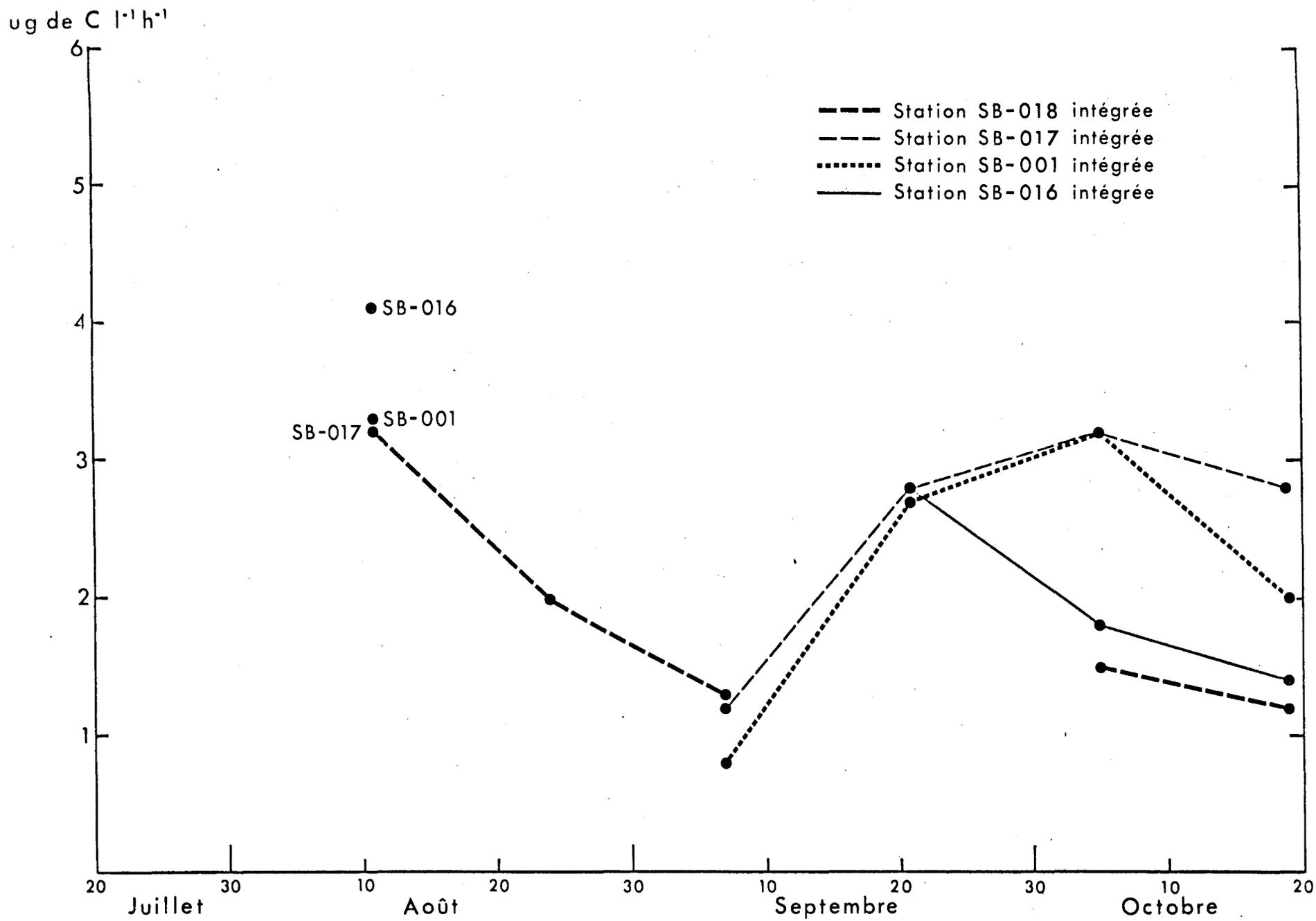


Figure 5.2 Production hétérotrophe de carbone calculée à partir des mesures d'assimilation de bicarbonate à la noirceur

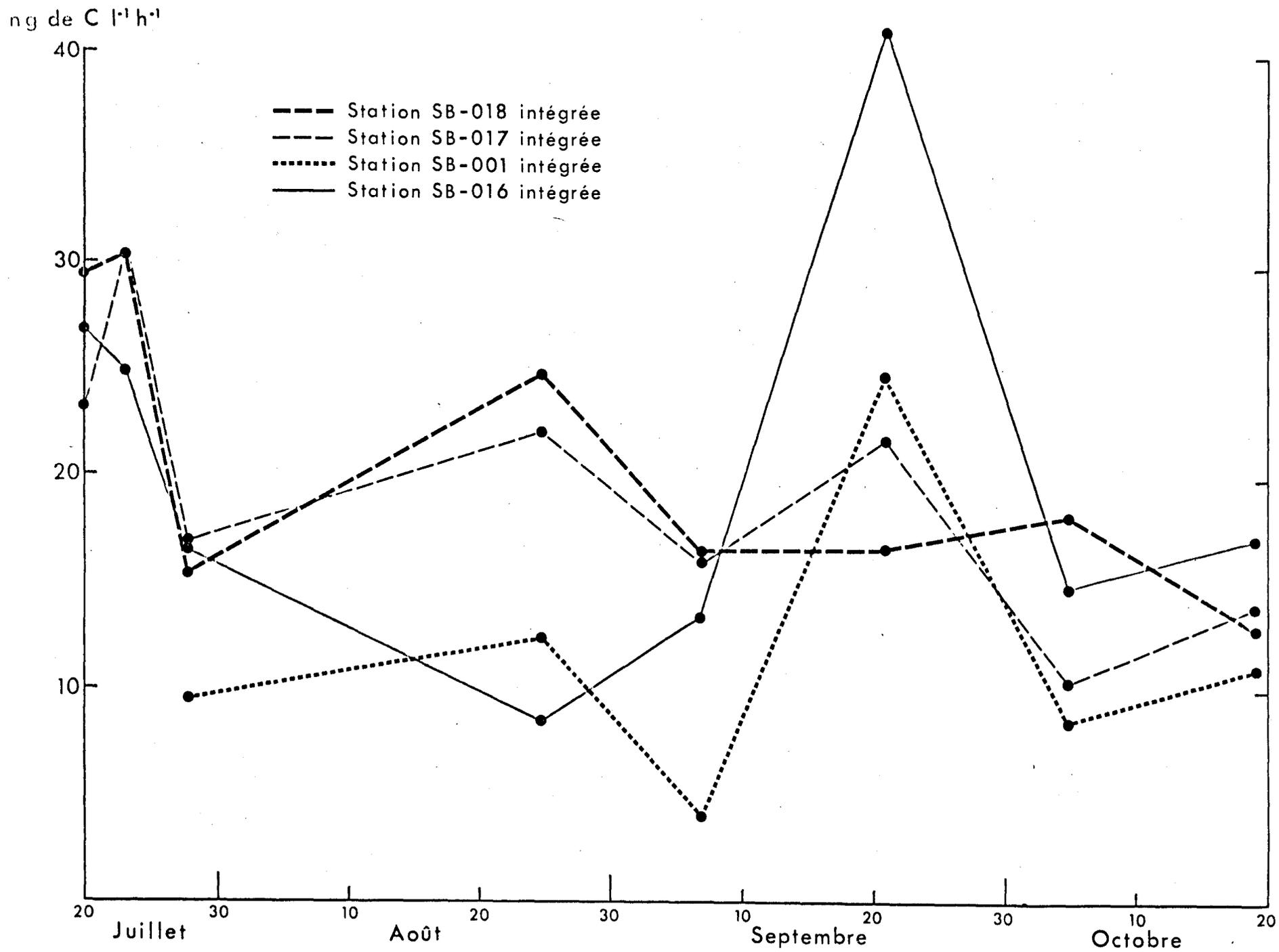


Figure 5.3 Incorporation hétérotrophe de glucose

ng de C l<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>

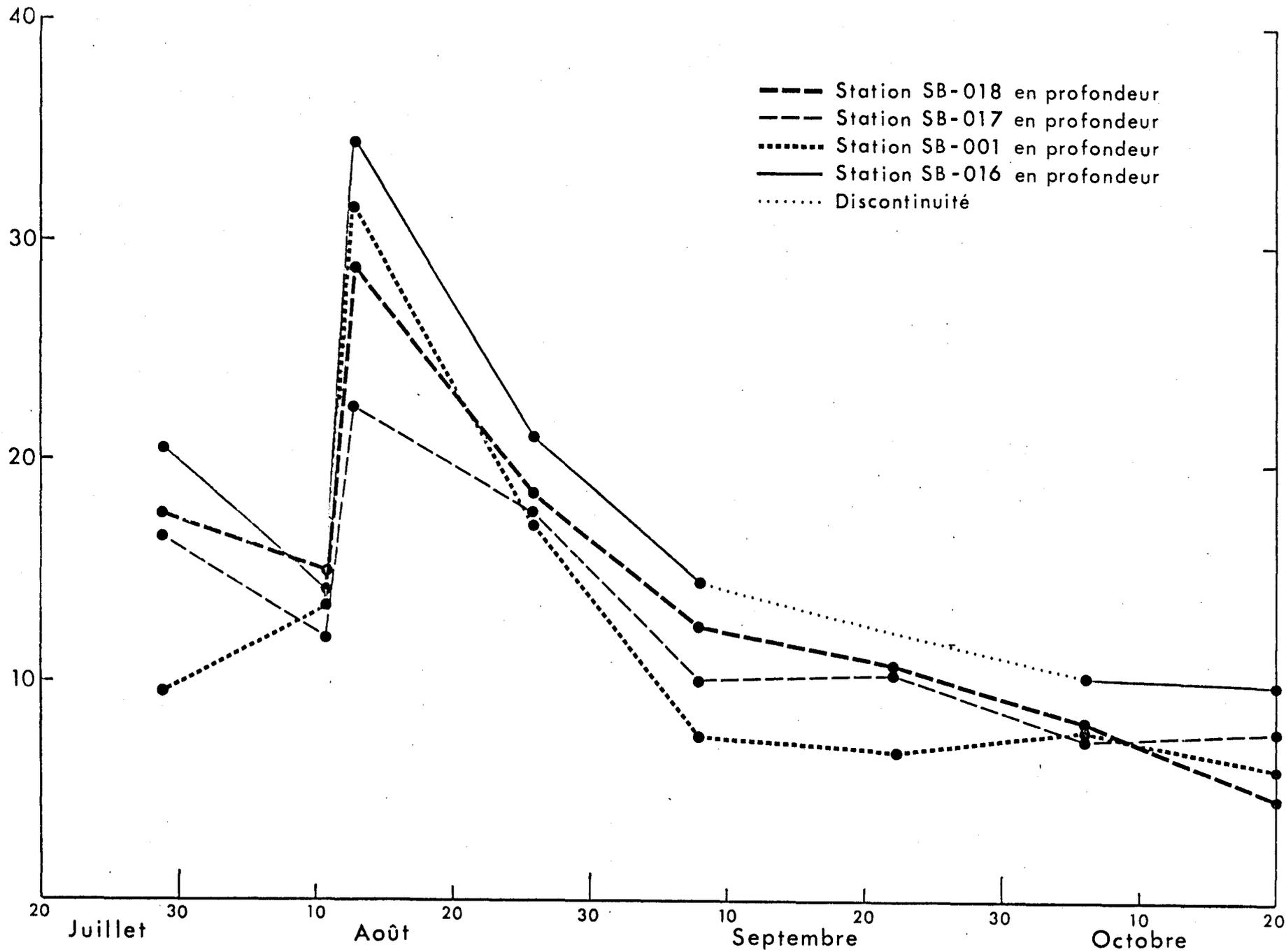


Figure 5.4 Incorporation hétérotrophe de glucose

5.6 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ALBRIGHT, L.J. et WENTWORTH, J.W. 1973. Use of the heterotrophic activity technique as a measure of eutrophication. Environ. Pollut., 5: 59-72.
- BERMAN, T. et EPPLEY, R.W. 1974. The measurement of phytoplankton parameters in nature. Sci. Prog., Oxf., 61: 219-239.
- BUNT, J.S. 1975. Primary productivity of marine ecosystem. Dans: Primary productivity of the biosphere, édité par Helmut L'eeht et Robert H. Whittaker. Springer-Verlag, New York, Heidelberg Berlin, 339 p.
- BUTLIN, K.R. 1953. The bacterial sulfure cycle. Research, 6: 184-191.
- CAMPBELL, P.G., CAILLE, A., COUTURE, P. et TALBOT, L. 1975. Nutrients dynamics in running water: production, assimilation and mineralization of organic matter. End International symposium on Environmental Biochemistry, Hamilton.
- CAMPBELL, P.G., COUTURE, P., LACHANCE, M. et TALBOT, L. 1976. Etude intégrée de la qualité des eaux des bassins versants des rivières Saint-François et Yamaska. Vol. 2: Secteur des substances nutritives. INRS-Eau, rapport scientifique no 52, 127 p.
- EPSTEIN, E. 1963. Selective ion transport in plants and its genetic control. Desalination Research Conference. National Academy of Science - National Research Council, Publication 942: 284-298. Washington, D.C. cité par Jassby (1975).
- FRECHETTE, J.-L. 1976. Résumé des activités de terrain et commentaires du responsable de l'expédition. Programme S.E.B.J. no 73. Document interne de la S.E.B.J.
- FOGG, G.E. 1969. Oxygen versus  $^{14}\text{C}$  - methodology. Dans: A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments, R.A. Vollenweider, ed., IBP Handbook no 12, pp. 76-78. Philadelphia, Penn.: Davis.
- FOURNIER, J.-J. 1976. Etude préliminaire d'implantation du réseau de surveillance écologique (RSE). Programme 1976. Document interne de la S.E.B.J.

- HOBBIE, J.E. 1969. Heterotrophic bacteria in aquatic ecosystem; some results of studies with organic radioisotopes. Ed. J. Cairns, American Microscopical Society Symposium.
- JASSBY, A.D. 1975. Dark uptake and bacterial productivity in a subalpine lake. Ecology, 56: 627-636.
- KUZNETSOV, S.I. 1968. Recent studies on the role of microorganisms in the cycling of substances in lakes. Limnol. Oceanogr., 13: 211-224.
- KOWALCZEWSKI, A. et LACK, T.J. 1971. Primary production and respiration of the phytoplankton of the rivers Thames and Kennet at Reading. Freshwat. Biol., 1: 197-212.
- LAWRENCE, J.A. and WENTWORTH, J.W. 1973. Use of the heterotrophic activity technique as a measure of eutrophication. Environ. Pollut. 5: 59-72.
- JACKSON, W.A. and VOLK, R.J. 1970. Photorespiration. Annu. Rev. Plant Physiol. 21: 385-432.
- MONHEIMER, R.H. 1974. Sulfate uptake as a measure of planktonic microbial production in freshwater ecosystems. Can. J. Microbiol., 20: 825-831.
- MONHEIMER, R.H. 1975a. Effects of tree environmental variables on sulfate uptake by aerobic bacteria. Applied Microbiology. 30: 975-981.
- MONHEIMER, R.H. 1975b. Sulfate uptake by microplankton communities in Western Lake St-Claire. Limnol. Oceanogr. 20: 183-190.
- MORRIS, I., YENTSCH, C.M. et YENTSCH, C.S. 1971. Relationship between light carbon dioxide fixation and dark carbon fixation by marine algae. Limnology and Oceanography. 16: 854-858.
- OVERBECK, J. 1974. Microbiology and biochemistry. Mitt. Internat. Verein. Limnol., 20: 198-228.
- PARSONS, S.T.R. et STRICKLAND, J.D.H. 1962. On the production of particulate organic carbon by heterotrophic processus in sea water. Deep-Sea Res., 8: 211-222.
- ROBINSON, G.G.C. and BRANDT, L. 1975. The influence of temperature and bacterial numbers on the heterotrophic uptake of  $^{14}\text{C}$  glucose in West Blue Lake, Manitoba. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19: 2616-2619.

- SCHINDLER, D.W., SCHMIDT, R.V. et REID, R.A. 1972. Acidification and bubbling as an alternative to filtration in determining phytoplankton production by the  $^{14}\text{C}$  method. J. Fish Res. Bd. Canada, 29: 1627-1631.
- SOROKIN, Y.I. 1969. Determination of the activity of heterotrophic microflora in the ocean by means of carbon -14 labelled organic substances. Mikrobiologiya, 39: 149-156.
- STEEMAN NIELSEN, E. 1952. The use of radioactive carbon ( $^{14}\text{C}$ ) for measuring organic production in the sea. J. Cons. int. Explor. Mer. 18: 117-140.
- STEEMAN NIELSEN, E. and HANSEN, V.K. 1961. Influence of surface illumination on plankton photosynthesis in danish waters ( $56^{\circ}\text{N}$ ) throughout the year. Physiol. Plant., 14: 595-613.
- STUIVER, M. 1967. The sulfur cycle in lake waters during thermal stratification. Geochim. Cosmochim. Acta 31: 2151-2167.
- STUMM, W. et MORGAN, J.J. 1970. Aquatic Chemistry. Wiley-Interscience, New York, 583 p. (réf. p. 429).
- VACCARO, R.F. et JANNASCH, H.W. 1966. Studies on heterotrophic activity in seawater based on glucose assimilation. Limnol. Oceanogr., 11: 596-607.
- WRIGHT, R.T. et HOBBIIE, J.E. 1966. Use of glucose and acetate by bacteria and algae in aquatic ecosystems. Ecology, 47: 447-464.
- YENTCSH, C.S. and LEE, R.W. 1966. A study of photosynthesis light reactions, and a new interpretation of sun and shade phytoplankton. J. Marine Res. 24: 319-337.



CHAPITRE 6

ATP, C, N PARTICULAIRE

H.G. Jones



## 6.1 INTRODUCTION

### 6.1.1 Définition de l'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 ceux des biosynthèses (Golbsby, 1967). Etant donné la nature très dynamique du "pool" d'ATP dans la cellule et de son temps de renouvellement de quelques secondes (Lehinger, 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. A partir de cette conceptualisation d'un "pool" constant d'ATP, Holm-Hansen et Booth (1966) ont proposé l'utilisation d'ATP comme mesure de la biomasse microbologique des écosystèmes naturels.

### 6.1.2 Historique du développement de la méthode

Avant 1966, différents auteurs ont rapporté des valeurs relativement constantes pour le rapport ATP/poids sec de divers microorganismes (Strange *et al.*, 1963; Forrest, 1965;

Syrett, 1958); pour Holm-Hansen et Booth (1966), ce phénomène ferait donc de l'ATP un paramètre spécifique idéal pour déterminer la biomasse: sa concentration dans la matière vivante serait indépendante de l'état physiologique de cette matière. Par contre, un examen plus approfondi des résultats de tous ces auteurs, y inclus Holm-Hansen, démontre des rapports ATP/poids sec variant entre 0.07 à 0.22%\* pour la biomasse bactérienne; une gamme de valeurs encore plus grande est trouvée pour les algues d'une monoculture de laboratoire. Syrett (1958) avait déjà démontré que même si la concentration moyenne d'ATP dans *Chlorella* change peu à long terme, les interrelations complexes entre le taux de respiration, la carence d'éléments nutritifs et l'ATP peuvent être reflétés par les changements significatifs ( $\pm 50\%$ ) dans la concentration d'ATP, à court terme.

Holm-Hansen se dit très conscient de cet aspect du problème de mesure de biomasse par l'ATP mais a cité plusieurs avantages de cette méthode, comparativement à d'autres, pour que le paramètre ATP soit sérieusement considéré comme une mesure valable de biomasse. Les avantages cités par Holm-

---

\* Les publications subséquentes en 1966 rapportent des rapports d'ATP/poids sec de 0.008 à 1.2% pour la biomasse bactérienne.

Hansen sur les autres méthodes sont que:

- l'ATP n'est pas présent dans les cellules mortes;
- l'ATP est extrait complètement des cellules vivantes et n'est pas dégradé pendant l'extraction et la conservation;
- la méthode de mesure est rapide, très sensible, spécifique et n'est pas sujette à l'interférence par d'autres composantes de la matière cellulaire.

La méthodologie du travail de Holm-Hansen et Booth (1966) leur a permis d'apporter plus d'informations sur les points énumérés ci-haut et de démontrer la validité de l'ATP comme mesure de biomasse\*. Suite aux résultats d'Holm-Hansen, le développement de la méthode d'ATP comme mesure de biomasse a été poursuivi jusqu'à présent (1966-1977) à trois niveaux:

i) Niveau technique:

- l'augmentation de la sensibilité de la mesure de bioluminescence;
- la préparation de l'échantillon avant la mesure;
- l'amélioration dans les étapes d'extraction

---

\*Etant donné que la concentration du carbone représente 40-50% de la biomasse et que les études de dynamique de la production du milieu se basent sur des paramètres ayant la quantité de carbone comme facteur commun (ex.: C Particulaire total, incorporation de  $^{14}\text{C}$ ), Holm-Hansen et Booth ont établi un facteur de conversion entre la concentration d'ATP et la biomasse exprimée en fonction de la quantité du carbone vivant. Ils ont établi la valeur moyenne de ce facteur de conversion à 250.

de l'ATP des organismes.

ii) Niveau recherche:

La détermination du rapport ATP/Carbone cellulaire vivant ( $C_v$ ) de plusieurs types d'organismes dans divers états physiologiques à partir des techniques de monoculture contrôlées en laboratoire. Ceci en vue d'évaluer la gamme de valeurs du rapport ATP/ $C_v$ , et les mécanismes qui les gouvernent, pour qu'on puisse établir le niveau de confiance dans les valeurs de biomasse obtenues dans les écosystèmes naturels.

iii) Niveau application:

L'utilisation directe des mesures de biomasse (surtout au niveau microbiologique) sur les écosystèmes naturels.

6.2- LA PROBLEMATIQUE DE LA MESURE DE L'ATP DANS LE MILIEU  
NATUREL

6.2.1 Concentration "naturelle" de l'ATP et sensibilité de la  
méthode de mesure

L'intérêt récent apporté par plusieurs chercheurs, sur la technique des mesures de biomasse par la concentration de l'ATP, découle de la découverte d'une technique très précise et sensible pour la mesure de cette composante cellulaire par la bioluminescence (McElroy et Green, 1956). La méthode est basée sur la réaction entre l'ATP et le complexe substrat-enzyme (luciférine-luciférase), isolée de la mouche à feu (*Photinus pyralis*); cette réaction conduit à l'oxydation de la luciférine avec l'émission de lumière. L'avantage de cette méthode d'analyse sur les méthodes utilisées précédemment (ex.: Cochr et Carter, 1950) est la rapidité de l'analyse, sa sensibilité et la précision des mesures. Le tableau 6.1, présente la limite de détection des mesures rapportées dans la littérature avec des appareils photomultiplicateurs. Une analyse rapide de ces valeurs montre que la limite moyenne se chiffre à  $\approx 0.5 \times 10^{-9}$  g. La totalité des mesures a été faite à partir de volume compris entre 0.7 et 1.2 ml contenu dans des éprouvettes ou cuvettes.

Etant donné que la quantité moyenne de l'ATP par cellule est de  $7 \times 10^{-9}$   $\mu\text{g}$  pour les algues (Bush, 1973) et de  $1.5 \times 10^{-9}$   $\mu\text{g}$  pour les bactéries (Holm-Hansen et Booth, 1966), le nombre de cellules requises pour atteindre le seuil de détection des appareils serait de 70,000 et 350,000 pour les algues et bactéries respectivement. Cette concentration est facilement atteinte et même dépassée largement ( $\times 10$ , 100 ou 1,000) dans les monocultures de laboratoire (Heinle, 1974; Brezonik *et al.*, 1975 Bertrand *et al.*, 1972); pour ce type de culture il serait possible de mesurer directement la concentration d'ATP en éliminant la filtration qui vise à concentrer les organismes. Par contre, la filtration est nécessaire lorsque les mesures sont effectuées sur des organismes prélevés dans des écosystèmes naturels (Holm-Hansen et Booth, 1966; Platt et Subba Rao, 1970); il est peu probable en effet que le nombre de cellules atteigne les niveaux de détection sans une étape préalable de concentration. Toutes les études rapportées sur les écosystèmes naturels (voir ci-dessous)

incluent donc une concentration des cellules par filtration avant extraction et conservation de l'ATP.

#### 6.2.2 Filtration et concentration des organismes avant l'extraction de l'ATP

L'étape de la filtration qui permet une concentration de la matière cellulaire n'est pas dépourvue de problèmes particuliers. Cheer *et al.* (1974) ont démontré peu de différence au niveau des résultats entre la filtration des organismes d'une monoculture de Cyclotella nana ou Rhodomonas baltica sur un filtre de fibre (whatman GF/A) ou sur un filtre de membrane (millipore 0.45 $\mu$ ). Néanmoins, pour empêcher l'éclatement des organismes, il a fallu réduire la pression de filtration et éviter l'assèchement des filtres. Par contre, MacKinnon (1975) a démontré que pour des écosystèmes expérimentaux, les filtres utilisés dans l'étape de filtration des organismes peuvent influencer fortement les résultats; l'inefficacité de filtration était reflétée par des coefficients de variation élevés.

Burnison (1974) a comparé le comportement des filtres millipores et nucléopores pour le fractionnement des

organismes microbiologiques de diverses grandeurs (0.45 - 100 $\mu$ ); les résultats lui ont permis de mettre en évidence l'efficacité supérieure des filtres nucléopores pour effectuer une séparation des organismes à une basse concentration de biomasse (ATP), et ainsi de constater la rétention élevée de la grande partie des organismes par les filtres millipores.

Un dernier problème est rapporté par Sutcliffe Jr. *et al.* (1976) et par Heinle *et al.* (1974): une diminution de la concentration de l'ATP est observée avec l'augmentation du volume de l'échantillon filtré. Sutcliffe *et al.*, ont attribué cette apparente disparition de l'ATP à une absorption sur les détritiques. Par contre, Heinle *et al.* (1974) ont constaté une très faible absorption de l'ATP par les détritiques en suspension. Jones et Keighan (1976) ont aussi observé sur les eaux du golfe du St-Laurent que le volume d'eau filtrée aurait une influence sur la concentration de l'ATP; la diminution observée ici, à grand volume, est semblable à celle rapportée par Sutcliffe Jr. *et al.* (1976). A la lumière de nos études et des travaux cités dans la littérature, nous avons établi le volume de filtration pour les échantillons

d'eau du lac Nathalie (Baie James) à 250 ml.

### 6.2.3 Extraction et conservation de l'ATP des organismes

Cheer *et al.* (1974) ont démontré que suite à la filtration des cellules d'une monoculture, l'ATP doit être extrait immédiatement; en effet, une perte allant jusqu'à 80% même à  $-20^{\circ}\text{C}$  peut être observée. Par contre, l'ATP extrait immédiatement des cellules est stable pour plusieurs mois à  $-20^{\circ}\text{C}$ . Plusieurs aspects de l'extraction de l'ATP et de la conservation de la matière extraite, ont été étudiés au cours du développement de la technique. Plusieurs méthodes d'extraction pour diverses matières biotiques ont été utilisées (ex.: acide perchlorique, Robertson et Wolfe, 1970; solution tamponnée de THAM trishydroxyméthyl amino méthane, Holm-Hansen et Booth, 1966; acide sulfurique-EDTA, Karl et LaRock, 1975; Butanol, Ausmus, 1973; et diméthyle sulfoxyde (DMSO), Ausmus, 1973).

Pour l'extraction de l'ATP des microorganismes pélagiques des écosystèmes aquatiques, l'utilisation de THAM est retenu par plusieurs auteurs comme une méthode très satisfaisante. Par contre, l'extraction d'ATP à partir des

sédiments et d'organismes benthiques requiert l'utilisation de l'acide sulfurique; l'extraction à l'aide de la solution THAM est ici inefficace (Karl et LaRock, 1975; Lee *et al.*, 1971).

#### 6.2.4 Interférence de la mesure de l'ATP avec des composés intra et extracellulaires des microorganismes

La matière dissoute organique ou inorganique du milieu naturel peut être une source d'erreur dans la mesure de l'ATP vu l'interférence de certains de ces composés dans la réaction de bioluminescence  $\text{ATP} \leftrightarrow \text{luciférine-luciférase}$  (St-John, 1970; Karl et LaRock, 1975). Ce problème est facilement résolu soit par la filtration ou soit par une dilution de l'échantillon avec l'eau distillée (Cheer *et al.*, 1974).

L'interférence à la détermination de l'ATP par des composés énergétiques intracellulaires a été étudiée par Deleo et Giovannozzi-Sermanni (1968) et Ramussen et Nielsen (1968) qui ont conclu que ce problème peut être évité par une purification de l'enzyme-substrat, luciférine-luciférase. De plus, une méthodologie d'expérimentation de Van Dyke *et al.* (1969), a permis d'établir que l'AMP et l'ADP ont peu

d'influence sur la mesure de l'ATP, sauf, quand la quantité de l'ADP est très élevée (10 x concentration d'ATP).

#### 6.2.5 Facteur de conversion ATP-biomasse (C), les états physiologiques des microorganismes et les populations des échantillons naturels

Il y a très peu de connaissances sur la dynamique des populations microbiologiques dans les lacs du Québec et la distribution temporelle de leur contenu en ATP. Il a donc fallu définir le facteur de conversion ATP-biomasse (C) à partir d'une revue de la littérature. Cette revue porte spécifiquement sur le contenu de l'ATP dans des organismes dont la biomasse (poids sec ou C) est connue précisément, comme par exemple les organismes obtenus à partir de monocultures contrôlées au laboratoire. Le tableau 6.II résume les rapports ATP/poids sec et ATP/C, mentionnés dans les publications depuis 1966, pour des organismes pélagiques\* (plancton) dans les expériences de laboratoire.

La valeur moyenne du rapport ATP/C pour les bactéries

---

\* Les mesures comparatives de biomasse qui ont permis le calcul de ces rapports ATP/poids sec ou ATP/C sont: i) le comptage des cellules et une transformation biovolume→biomasse (Ausmus, 1973; Holm-Hansen et Booth, 1966; Cavari, 1976), ii) combustion totale des organismes et la mesure de CO<sub>2</sub> (Bertrand, 1972), iii) détermination de la quantité de l'azoté et la transformation de la biomasse N → biomasse par le facteur de vingt (Holm-Hansen et Booth, 1966; Holm-Hansen, 1970), iv) poids sec (Hamilton et Holm-Hansen, 1967; Brezonik *et al.*, 1975; Lee *et al.*, 1971).

citées dans le tableau 6.II, est de 0.32%\*. La valeur moyenne du rapport ATP/C pour les algues est de 0.44%; pour les champignons et les actinomycètes le rapport ATP/C se chiffre à 0.37% et pour le zooplancton à 0.8%. Ces valeurs moyennes intègrent plusieurs états physiologiques des organismes (ex.: phase d'acclimatation, phase de croissance, phase de sénescence, stress imposé par matière toxique ou carence en éléments nutritifs).

D'une façon générale, la quantité d'ATP par cellule est élevée et relativement constante pendant la croissance exponentielle (Holm-Hansen, 1970; Hamilton et Holm-Hansen, 1967; Aumus, 1973); de plus, pendant la phase de sénescence cette concentration est plus faible mais encore constante (de 20-50% de la valeur de l'ATP pendant la croissance exponentielle, Ausmus, 1973). La concentration ATP peut traduire l'acclimatation de la cellule au stress à court terme pendant la croissance à court terme (lumière et pH: Brezonik *et al.*, 1975) et à long terme (carence d'éléments nutritifs: Lee *et al.*, 1971; Cavari, 1976, métaux lourds: Brezonik *et al.*, 1975).

Dans un milieu naturel, la complexité de la dynamique de

---

\* Les valeurs de 0.6%, 1.1% et 0.7% pour les *Pseudomonas* Sp. Isolate G6, G17 et G11 respectivement, ont été rejetées pour le calcul du moyen ATP/C bactérie vu l'impossibilité de comparer les valeurs ATP/poids sec (Holm-Hansen et Booth, 1966) avec les valeurs de l'ATP/C biomasse (Hamilton et Holm-Hansen, 1967). Ces valeurs sont 2.5 fois plus élevées de ce que l'on attendait, basé sur le rapport poids/sec qui est très proche de 2.

la population microbiologique pélagique ne nous permet pas d'attribuer "a priori" un facteur de conversion ATP-biomasse C à partir des études de base de laboratoire vu le grand nombre d'espèces et leurs divers états physiologiques au moment de l'échantillonnage. Nous avons ainsi établi dans notre méthodologie d'échantillonnage et de mesure, un procédé qui élimine le macrozooplancton parce que la valeur du rapport ATP/C d'un individu d'une biomasse élevée, peut apporter des sources d'erreurs importantes dans un échantillonnage restreint où la biomasse globale du zooplancton est faible. Nous avons par la suite évalué théoriquement la valeur moyenne du rapport ATP/C pour les bactéries, le phytoplancton et les champignons captés dans l'échantillon, d'après le tableau 6.II. En assumant une biomasse hétérotrophe partagée également entre les bactéries et les champignons (40% de la biomasse totale), et une biomasse phytoplanctonique évaluée à 60% de la biomasse totale, le rapport calculé ATP/C-biomasse se chiffre à  $0.41 \times 10^{-2}$ . Ce chiffre se compare très bien avec celui de Holm-Hansen (1966) de  $0.4 \times 10^{-2}$ . Nous avons ainsi adopté pour la campagne d'échantillonnage du lac Nathalie durant l'été 1976, le rapport ATP/C-biomasse de 0.4%,

c'est-à-dire un facteur de conversion de 250 (ATP → biomasse, en carbone).\*

#### 6.2.6 Les rapports ATP/Carbone particulaire ( $C_p$ ) et la signification de ses valeurs dans les écosystèmes naturels

Dans le cas d'un écosystème contrôlé en laboratoire, les valeurs du  $C_p$  servent comme information nécessaire au calcul du rapport ATP/C vivant ( $C_v$ ). Par contre, dans les études d'écosystèmes naturels où la présence de détritus est reconnue dans un milieu, les rapports ATP/ $C_p$  peuvent indiquer les quantités relatives de carbone vivant et de carbone mort (détritus). La mesure du carbone particulaire total, ou du carbone organique particulaire dans la matière inorganique particulaire, a une longue histoire comme un paramètre ayant un rapport avec la biomasse et la production du milieu aquatique. Depuis quelques années, les études sur l'origine et le dynamisme du carbone particulaire, particulièrement dans les lacs du Michigan par Wetzel (Wetzel et Rich, 1973; Wetzel, 1971; Wetzel et Otsuki, 1974) démontrent la complexité de l'évolution de ce paramètre dans les systèmes aquatiques. Sauf lors de conditions exceptionnelles, le

---

\* En dépit de la façon que ce facteur de conversion ATP-biomasse en carbone a été déduit les valeurs de biomasse ne devraient pas être perçues seulement dans le sens quantitatif mais surtout comme un indice qui intègre à la fois la quantité de biomasse et son état physiologique.

carbone particulaire total est composé en grande majorité, de détritus. Souvent, la présence de celle-ci intègre davantage des phénomènes reliés à des transferts physiques plutôt qu'à des phénomènes reliés à la production autochtone.

Le rapport  $ATP/(C_p-ATP)$  nous donne théoriquement le rapport C vivant ( $C_v$ )/C mort ( $C_m$ , détritus) pour le système étudié. Pour satisfaire aux objectifs de la présente étude le rapport  $C_v/C_m$  doit avoir une signification capable de nous renseigner sur l'évolution de la production microbologique de l'écosystème; ainsi des mesures d'ATP et de C particulaire représentent-ils des indices adéquats aptes à évaluer la contribution respective de la biomasse autotrophe et hétérotrophe vis-à-vis la biomasse totale. Des études relatives à l'utilisation de différentes techniques capables de séparer les producteurs hétérotrophes des producteurs autotrophes ont déjà été entreprises par plusieurs chercheurs (ex.: Burnison, 1974). La technique utilisée par cet auteur consistait en une séparation des organismes par l'utilisation des filtres (nucléopore) d'une porosité variant entre 0.4 et 8 $\mu$ . A l'aide de  $^{32}PO_4^{=}$ ,  $^{14}C$ -glucose,  $H^{14}CO_3^-$  et

comptage des cellules, Burnison a démontré que 84% de la biomasse bactérienne passait à travers un filtre de  $1\mu$ . Par contre, 93% des organismes qui fixaient le  $^{14}\text{C}$  de la forme  $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ , c'est-à-dire les organismes autotrophes, sont retenus sur le filtre. Etant donné que les bactéries qui composent la plus grande partie de la biomasse hétérotrophe ont, en grande majorité, une grandeur inférieure à  $1\mu$ , et que les algues ont une grandeur supérieure à  $3-5\mu$ , il est entendu qu'un filtre de  $1\mu$  doit séparer les producteurs autotrophes et hétérotrophes. Ainsi, si dans le même échantillon d'eau, la biomasse calculée à partir de la quantité d'ATP, c'est-à-dire  $C_v$ , retenue sur un filtre de  $0.45\mu$  est égale ou très proche à la quantité de C particulaire retenue par un filtre de  $1\mu$ , la conclusion se veut que le carbone particulaire du milieu est presque exclusivement composé d'algues. Toutefois, ce concept est applicable uniquement si la concentration de carbone provenant des détritits ( $>1\mu$ ) et la concentration de la biomasse hétérotrophe ( $<1\mu$ ) sont faibles.

Malheureusement, nous ne pouvons prendre pour acquis que la quantité absolue de  $C_m$  ( $>1\mu$ ) dans notre milieu est peu élevée comparativement à  $C_v$ , même si la quantité relative de cette classe de détritits peut être beaucoup

plus petite que le total de la matière morte particulaire. Nous rejettons donc l'utilisation du rapport C-ATP ( $>0.45\mu$ ) /  $C_p$  ( $>1.0\mu$ ) comme un indice de l'importance des producteurs autotrophes vis-à-vis les producteurs hétérotrophes du milieu. Par contre, si la biomasse-ATP, c'est-à-dire  $C_v$ , retenue par un filtre de  $0.45\mu$  se chiffre à une valeur beaucoup plus haute que le C particulaire retenu sur un filtre de  $1\mu$ , il se trouve que la biomasse hétérotrophe soit plus importante que la biomasse autotrophe. En dernier lieu, si les valeurs de C particulaire ( $>1\mu$ ) est beaucoup plus élevées que la biomasse-ATP, l'interprétation déduit qu'il y a une forte concentration de matière particulaire morte dans le milieu. Ainsi une comparaison entre les mesures de biomasse-ATP captée par un filtre de  $0.45\mu$  et les valeurs de carbone particulaire retenu par un filtre de  $1\mu$ , nous renseigne sur l'importance relative des organismes hétérotrophes et des détritits par rapport aux moyennes autotrophes.

Nous admettons que le développement de la problématique est un peu superficiel et qu'il y a beaucoup d'objections possibles à notre choix d'hypothèse de travail. Par exemple, les bactéries sont associées surtout avec les détritits (Paerl *et al.*, 1975) ce qui a pour effet d'augmenter artificiellement

leur grandeur apparente vis-à-vis la porosité des filtres (Sharp, 1974); ces organismes seront ainsi retenus par un filtre de  $1\mu$  et classifiés comme autotrophes et détritus. De plus, la filtration d'une grande quantité de matière particulaire cause le phénomène d'auto-rétention (Cranston et Buckley, 1972). Enfin, plusieurs classes d'hétérotrophes microbiologiques (ex.: protozoaires, champignons, etc...) ont une dimension dépassant  $1\mu$ . En dépit de ces difficultés, ce type de réflexion nous a amené à choisir le paramètre  $C\text{-ATP}/C_p$  comme indice de "l'activité" hétérotrophe du milieu. Un faible rapport  $C\text{-ATP}/C$  particulaire indique beaucoup de détritus et un rapport élevé  $C\text{-ATP}/C$  particulaire peut être interprété comme un milieu hétérotrophe.

#### 6.2.7 Mesure d'ATP et détermination du rapport C:N particulaire : leur signification dans les écosystèmes naturels

Le rapport C:N particulaire et C:N organique total sont souvent rapportés dans les compte rendus des études de la dynamique des éléments nutritifs comme indice de la nature réfractaire de la matière organique (Hutchinson, 1957; Wetzel, 1975). Ainsi, un rapport de C:N élevé indique une

matière organique très peu utile comme source d'énergie pour la croissance bactérienne (hétérotrophe) à court terme. Par contre, un rapport C:N relativement bas indique soit un haut pourcentage de matière vivante dans toute la matière suspendue du milieu soit une source d'énergie de haute qualité pour le métabolisme à court terme. Ces concepts de la signification du rapport C:N découlent du phénomène de l'utilisation proportionnelle beaucoup plus rapide de l'azote que du carbone par les bactéries dans la matière organique nouvellement morte. Cette utilisation préférentielle (Ulehlové, 1971) est reflétée par les rapports C:N élevés retrouvés pour la matière humique réfractaire soluble et colloïdale du milieu aquatique; des rapports C:N plus petits sont observés pour la matière vivante. Les valeurs rapportées dans la littérature pour le C:N varient entre 3:1 (de March, 1975) à 6:1 (Holm-Hansen, 1972) pour les milieux oligotrophes; pour la matière réfractaire humique dans les milieux méso-eutrophes des rapports jusqu'à 50:1 sont observés (Hutchinson, 1957).

Selon la problématique du rapport  $C\text{-ATP}/C_p$  décrit ci-haut (6.2.6), une valeur de  $C\text{-ATP}$  ( $>0.45\mu$ ) beaucoup inférieure à celle de  $C_p$  ( $>1\mu$ ) indique une concentration relativement élevée de C particulaire mort ( $C_m$ ,  $>1\mu$ ) du C total

du milieu. Ainsi, si l'association physique entre des organismes hétérotrophes ( $>1\mu$ ) et les détritits ( $>1\mu$ ) est très faible, un filtre de  $1\mu$  devrait séparer les deux classes de matière particulaire et le rapport C:N de détritits ( $>1\mu$ ) devrait être relativement élevé. Il reste néanmoins que l'association organique carbone-azote est très complexe et l'interprétation des valeurs de C:N doit être faite avec prudence. Ainsi, Mann (1972) rapporte que la colonisation des détritits par les bactéries diminue pendant cette période les valeurs de C:N; il devient alors très difficile de différencier la matière vivante de la matière morte étant donné l'intime association existant entre ces deux classes de matières. De plus, Odum et de la Cruz (1973) ont observé, que l'utilisation plus rapide des hydrates de carbone par rapport aux protéines par les décomposeurs dans les organismes nouvellement morts, avait pour effet de diminuer le rapport C:N.

Ainsi une augmentation de l'activité hétérotrophe au niveau des détritits nouvellement formés (en fin du cycle des autotrophes) devrait être reflétée par une diminution progressive du rapport C:N; par contre, une décolonisation des détritits favorise l'augmentation du rapport C:N. Ces concepts encadreraient les observations d'une part d'Hutchinson (1957)

et Wetzel (1975) et d'autre part Mann (1972) et Odum et de la Cruz (1967). Nous pouvons donc utiliser les données de  $C_p$  et de C:N comme des indices de l'activité hétérotrophe du milieu. Ainsi, une augmentation de  $C_p$  et une diminution du rapport C:N seraient interprétées comme une colonisation (progressive) de détritus ( $>1\mu$ ) par les organismes hétérotrophes (ex.: bactéries et champignons) du milieu. Une augmentation concomitante de l'ATP n'est pas nécessairement attendue; en effet, la possibilité d'une diminution de la biomasse des autotrophes au cours d'une période caractérisée par une importante activité hétérotrophe et le temps de renouvellement très rapide des populations bactériennes viendraient expliquer ce phénomène.

Suite à l'utilisation progressive des détritus par les décomposeurs, une augmentation du rapport C:N doit être observée; de plus pour un milieu donné (ex.: épilimnion) une diminution du  $C_p$  doit être mesurée si un phénomène de transport des détritus conduit cette matière hors du milieu (ex.: sédimentation). Par le même processus le milieu récepteur démontrerait une augmentation de  $C_p$  et du rapport C:N ce qui traduirait l'affluence de matière réfractaire allochtone.

Enfin, plusieurs hypothèses peuvent être envisagées pour l'explication d'une diminution concomitante de  $C_p$  et de C:N; toutefois, dans le cadre de cette étude, l'intégration des différents phénomènes observés (voir synthèse), nous invite à attribuer la diminution de ces deux paramètres comme un indice d'une augmentation de la production autotrophe du milieu.

Il faut souligner que la revue de la littérature qui a servi à élaborer la base du développement de cette problématique, a révélé la complexité du comportement de ces paramètres dans les milieux naturels. Les diverses observations de plusieurs auteurs donnent lieu souvent à des interprétations contradictoires sur les phénomènes reliés à la production autotrophe ou hétérotrophe. Nous avons essayé dans la plus grande mesure possible de concilier divers concepts dans ce domaine. Nous sommes conscients que l'évolution des paramètres ATP,  $C_p$  et C:N peut être interprétée de plusieurs façons, dont les nôtres. Ceux-ci s'avèrent pour nous un point de départ apte à caractériser l'évolution de la production microbiologique du milieu. Une schématisation du comportement des détritiques ( $>1\mu$ ) et des paramètres  $C_p$  et C:N et présentée à la figure 6.1.

### 6.3 METHODOLOGIE

#### 6.3.1 Filtration de l'échantillon d'eau

L'échantillon d'eau du lac (250 ml) est filtrée par l'utilisation d'une succion (7 lbs/po.<sup>2</sup>) à travers un filtre millipore de 0.45 $\mu$ . Le filtre est immédiatement immergé dans une solution tampon THAM (5 ml, 95°C) dans une éprouvette à vide. L'éprouvette est chauffée pendant 5 minutes dans un bain-marie à 100°C, pour assurer l'éclatement complet des cellules, la destruction des enzymes ATP'ase et la stérilisation du milieu. L'éprouvette est ensuite fermée hermétiquement et gardée au froid (-20°C) jusqu'au moment de la détermination du contenu en ATP.

#### 6.3.2 La mesure de l'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 comprise entre 560 $\mu$  et 580 $\mu$ .

La bioluminescence est mesurée à l'aide d'un photomètre JRB modèle 2000. 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.

0.5 ml de la solution d'enzyme (0.25g/75 ml de tampon THAM) a été introduit dans une fiole à scintillation, agité afin de disperser la solution au fond de la fiole, et inséré 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 (étalon ou échantillon) a été ajoutée et subséquemment agité. Le résultat réel est obtenu en soustrayant la valeur du bruit de fond de la valeur totale. La courbe d'étalonnage pour le calcul de la concentration de l'ATP dans l'échantillon a été déterminée à partir du compte des étalons (0.2 à 20 ppb) en duplicata. Si la détermination du nombre de compte d'un grand nombre d'échantillons s'échelonne sur plus d'une heure, il est essentiel de refaire une seconde courbe d'étalonnage et d'évaluer la concentration de l'ATP dans les échantillons à partir de la moyenne des deux courbes d'étalonnage.

### 6.3.3 Mesures de C et N particulaire

Les quantités de C et N particulaire sont mesurées à l'aide d'un appareil de chromatographie en phase gazeuse de marque Hewlett-Packard, 185B. L'échantillon (filtre plus la matière particulaire) subit une combustion à haute température ( $700^{\circ}\text{C}$ ); l'azote et le carbone contenus sous forme organique sont amenés à des états d'oxydation appropriés ( $\text{N}_2$ ,  $\text{CO}_2$ ). Les produits de la combustion sont confinés dans une chambre jusqu'à ce que la réaction soit complète (cycle de 20 sec.); il 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 réalisé avec l'utilisation des quantités connues de cyclohexanone -2, 4- dinitrophényl hydrazone (51.79% C, 20.14% N).

## 6.4- RESULTATS ET DISCUSSIONS

### 6.4.1 Distribution temporelle et spatiale de l'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) et 0.34 ppb (tableau 6.III). Traduit en biomasse (C) à l'aide d'un facteur de conversion (250) ces résultats indiquent une concentration de matière vivante entre 1.5 et 85 ppb. Rudd et Hamilton (1973) ont rapporté les mêmes valeurs pour le lac 302 à "l'Experimental Lake Area" dans le Nord-Ouest de l'Ontario: ce lac était oligotrophe. Vollenweider *et al.* (1974) ont établi une classification des lacs à l'aide des valeurs des concentrations maximales moyennes de biomasse; les valeurs pour le lac Nathalie comparées aux valeurs obtenues par Vollenweider seraient associables à un lac oligotrophe.

Pour l'ensemble des stations, la concentration d'ATP dans les eaux de fond et dans les eaux de surface suit la même évolution sauf, pour la station SB-018 au cours du mois de septembre (figures 6.2 - 6.4). En ce qui concerne l'évolution temporelle des concentrations, chaque station, sauf

SB-017, montre des cycles dont les valeurs maximales se présentent en juin, juillet et septembre et les valeurs minimales au début de juin et durant le mois d'août; SB-017, en effet, montre une valeur maximale d'ATP pour le mois d'août. McKinnon (1975) a étudié la simulation d'écosystèmes naturels dans des grands lacs; les cycles d'ATP observés sont semblable à ceux enregistrés aux stations SB-001, SB-016 et SB-018.

Un examen des données de Paerl *et al.* (1975) met en évidence le même phénomène au lac Tahoe; de plus, l'évolution de la biomasse phytoplanctonique pour les régions oligotrophes des Grands Lacs décrit par Vollenweider *et al.* (1974) nous incite à soupçonner l'existence d'un tel cycle. Il est fortement possible que ce cycle d'ATP reflète le cycle de la biomasse des lacs oligotrophes des régions nordiques de la zone tempérée.

#### 6.4.2 Distribution temporelle et spatiale de C et N particulière

Les mesures effectuées à chacune des stations démontrent la même évolution temporelle; le cycle des valeurs observées dans les eaux de surface et pour les eaux de fond ont une

synchronisation remarquable (figures 6.7 à 6.14); toutefois, un décalage de 15 jours entre les deux cycles est mis en évidence au mois de septembre. Les valeurs absolues rapportées de C particulaire dans les écosystèmes naturels varient beaucoup en fonction du niveau trophique et des phénomènes de transfert physiques propre au milieu. Les valeurs rapportées pour le lac Nathalie se comparent très bien avec celles des lacs dont des études ont porté sur la dynamique du carbone particulaire (Wetzel *et al.*, 1972).

#### 6.4.3 ATP, coefficient de variation

Le coefficient de variation des mesures d'ATP sur les échantillons du lac Nathalie intègre toutes les erreurs inhérentes à chaque étape du processus de la méthode (échantillonnage, filtration, extraction, conservation, technique de mesure, etc...). Le tableau 6.IV démontre:

- i) que le coefficient de variation ( $C_v$ ) diminue avec l'augmentation de la concentration de l'ATP dans les échantillons. En effet, 88% (7)\* des échantillons ayant une concentration d'ATP variant entre 0.18 et  $0.32\mu\text{gl}^{-1}$  ont un  $C_v$  de moins de 30%; par contre,

---

\* Nombre d'échantillons.

seulement 60% (12) des valeurs moyennes comprises entre  $0.11$  à  $0.18\mu\text{gl}^{-1}$ , et 54% (18) des valeurs moyennes situées entre  $0$  à  $0.10\mu\text{gl}^{-1}$  ont des  $C_v$  de moins de 30%.

ii) que les  $C_v$  des mesures prises avant le 15-07-76 ne sont pas trop différents des valeurs après le 15-07-76.

iii) qu'il y a une amélioration dans le coefficient de variation après la première semaine de septembre: après le 07-09-76, 70% (15) des valeurs moyennes ont un coefficient de variation inférieur à 30% comparé à 57% (24) avant cette date. De plus, 100% (21) des valeurs moyennes ont un coefficient de variation inférieur à 60% après le 07-09-76 comparé à 74% (31) avant la même date.

L'interprétation de ces données tient compte de deux changements apportés à la méthodologie d'échantillonnage survenue pendant la période d'études (voir la méthodologie

générale, chapitre 2). Le premier changement qui a eu lieu le 19-07-76 était une réduction de la succion lors de la filtration des échantillons; en effet, une succion trop élevée aurait tendance à provoquer la lyse des cellules et influencerait la valeur du coefficient de variation (Arthur et Rigler, 1967).

Nous avons ainsi réduit la pression lors de la filtration pour les prélèvements effectués après le 19-07-76 aucune diminution significative dans la distribution des coefficients de variation ne fut observé jusqu'au 07-09-76 Le changement dans la technique n'a donc pas apparemment influencé la précision des mesures. Par contre, l'amélioration observée pour les coefficients de variation calculés après le 07-09-76 est liée directement à une autre modification de la méthodologie d'échantillonnage. En effet, antérieurement à cette date, les échantillons d'ATP ont été pris individuellement, en même temps, à chaque station en attachant plusieurs bouteilles d'échantillonnage à l'échantillonneur; le contenu de chaque bouteille était alors filtré individuellement: l'erreur attribuable à cette façon de procéder a d'ailleurs été le sujet d'une publication de Wangersky (1974). Après le 07-09-76, les différents échantillons prélevés à une même station sont homogénéisés et par la

suite filtrés selon la technique déjà écrite. Nous considérons que l'amélioration des coefficients de variation après le 07-09-1976 est directement liée à l'homogénéisation des échantillons qui a évité les erreurs comprises dans la méthodologie d'échantillonnage antérieure à cette date (tableau 6.1x).

TABLEAU 6.1x: Mode de traitement des échantillons d'eau et coefficients de variation des mesures d'ATP.

DATES	TRAITEMENTS	$C_v$ (% des valeurs)
Avant le 19-07-1976	Forte suction Prélèvement non-homogène	< 60% (74%) < 30% (57%)
Entre le 19-07-1976 et le 07-09-1976	Faible suction Prélèvement non-homogène	Pas de changements significatifs
Après le 07-09-1976	Faible suction Prélèvement homogène	< 60% (100%) < 30% (70%)

La valeur moyenne des coefficients de variation calculés après le 07-09-1976 se chiffre à 26%. Il y a peu de valeurs de coefficients de variation rapportés sur des études effectuées sur des écosystèmes naturels. Pamatet et Skjoldhal (1967) rapportent dans une publication sur le contenu en ATP des sédiments, des coefficients de variation variant entre 0 et 100%; la plupart des mesures présentaient un  $C_v$  de 13 à 14%. Heinle *et al.*, 1974 dans leurs travaux sur l'estuaire de Patuxent Maryland ont rapporté des fortes valeurs de  $C_v$  variant entre 7 et 100% pour une station et entre 15 et 80% pour une deuxième station; dans ce dernier cas, 80% des coefficients de variation étaient supérieurs à 30% et de ceux-ci 40% se chiffraient entre 75 et 80%. Sutcliffe Jr. et Orr (1976) ont signalé que des coefficients de variation de 30% ou plus, étaient significatifs et reflétaient un changement réel de la concentration de l'ATP dans le milieu marin; toutefois, des variations de 7% ne seraient pas significatives compte tenu des erreurs à chaque étape de la détermination de l'ATP, MacKinnon (1975) qui a étudié l'évolution de l'ATP dans les écosystèmes expérimentaux a calculé un coefficient de variation de 15% pour les valeurs de mesures. Brezonik *et al.*

(1975) ne précisent pas la valeur du coefficient 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 LaRock (1972) et Cheer *et al.* (1973) ont tous rapporté des coefficients de variation d'ATP variant entre 10 et 20% (ATP extrait de sédiments, d'algues ou de matière organique pédologique). Deux auteurs, Patterson (1973) à partir d'une extraction de boue activée et St-John (1970) à partir d'une extraction de l'algue Chlorella, ont rapporté des coefficients de variation variant entre 2% et 5% respectivement. Paerl *et al.* (1975) dans une étude de la dynamique des nitrates dans le lac Tahoe ont rapporté un  $C_v$  de 5% pour les mesures d'ATP pour des échantillons pris à plusieurs profondeurs. Nous considérons que globalement les coefficients de variation de 25 à 30%\* obtenus à partir d'ATP du lac Nathalie sont plus élevées que celles rapportées dans la littérature; et pas toutes à faites satisfaisantes dans le contexte du travail accompli. Les mesures ainsi obtenues reflèteraient donc un niveau de précision inacceptable.

---

\* Les résultats de la semaine intensive (tableau IV) qui ne sont pas inclus dans l'interprétation ci-haut, montrent aussi un coefficient de variation de 27% (6 à 70%).

#### 6.4.4 C particulaire et N particulaire

Les coefficients de variation ( $C_V$ ) des valeurs moyennes de concentration de C et N particulaire montrent les mêmes tendances que les  $C_V$  des mesures d'ATP; une amélioration de précision des mesures est observée après la première semaine de septembre 1976. Les valeurs de  $C_V$  pour C particulaire (tableau 6.IV) et N particulaire (tableau 6.VII) se situent entre 1% et 108% et 2% et 129% respectivement. Etant donné que les mesures de C et N sont faites sur les mêmes échantillons, on trouve une corrélation entre les  $C_V$  de chaque paramètre. Sauf, pour quelques mesures, dont les valeurs de  $C_V$  se situent plus haut que 50%, les valeurs pour la majorité des mesures se trouvent dans la gamme des valeurs rapportée par Wangersky (1974). Cet auteur a utilisé la variation dans les valeurs de  $C_V$  comme indice de la microdistribution du plancton dans le milieu pélagique. Nous considérons les valeurs de  $C_V$  pour C et N particulaire rapportées aux tableaux 6.VI et 6.VII comme étant acceptable dans le contexte de la campagne d'été 1976.

#### 6.4.5 Rapport ATP:C<sub>p</sub> et rapport C:N particulaire

$$ATP:C_p$$

Sauf pour trois exceptions, c'est-à-dire les eaux du fond de la station SB-001 pour le mois de septembre (figure 6.15) et les eaux de surface aux stations SB-017 et SB-018 à la fin du mois de juin (figure 6.17 et 6.18), le rapport ATP/C<sub>p</sub> suit la même évolution spatiale et temporelle au lac Nathalie à l'été 1976 (figure 6.15 à 6.18). Les valeurs absolues (ATP/C<sub>p</sub>) se chiffrent entre .0009 et 0.25 (tableau 6.IV) étant plus hautes dans les périodes de la fin du mois de juin, au milieu du mois de juillet et au commencement de septembre. Les basses valeurs sont généralement vers la fin du mois de juillet. Selon la problématique décrite dans la section 6.2.6, ces résultats montrent que la majorité de la matière particulaire est de nature détritale pendant toute la durée de la campagne 1976; il est donc très difficile dans ces conditions d'avoir beaucoup de confiance dans l'interprétation de l'évolution de ces données en fonction de la production microbiologique du milieu. Par conséquent, la valeur du critère qualitatif (signification) dans la production globale de ce paramètre est presque nulle et ce

paramètre est rejeté en ce qui concerne le réseau de surveillance.

#### *C:N particulière*

Sauf pour deux exceptions, c'est-à-dire les eaux de fond à la fin de juin aux stations SB-017 et SB-018 (figures 6.21 et 6.22), l'évolution temporelle du rapport C:N est très semblable à toutes les stations (figures 6.19 à 6.22). De plus, sauf pour une valeur extrêmement élevée (station SB-001: 328, figure 6.19), les valeurs absolues sont approximativement les mêmes (1.71 - 26.14) pour les quatre stations (tableau 6.VIII). Selon la problématique décrite dans la section 6.2.7 la signification de l'évolution du rapport C:N ne peut être précisée sans référence à une évolution concomitante de  $C_p$ . Ainsi selon cette problématique la diminution progressive du rapport C:N du mois de juin au mois d'août accompagnée par une rapide augmentation de carbone particulière à la fin du mois de juillet indique une activité hétérotrophe élevée du 15 juillet au 15 août pour les eaux de surface et les eaux de fond. Pour les eaux de surface le phénomène se répète vers

la fin du mois de septembre pendant que les eaux de fond montrent des valeurs de C:N et de  $C_p$  élevées qui reflètent la sédimentation de matière de la zone photique vers le fond (affluence allochtone: figure 6.1). Nous hésitons à interpréter l'augmentation du rapport C:N accompagné par les valeurs très basses de  $C_p$  à toutes les stations à la fin d'août; nous suggérons toutefois que ces deux phénomènes reflètent une activité croissante des organismes autotrophes. Dans l'évaluation des paramètres C:N et  $C_p$  pour le réseau de surveillance l'apport des critères quantitatifs est faible (ex.: rapport de deux valeurs avec leurs coefficients de variation respectifs); l'importance du critère qualitatif (signification) est difficile à évaluer vu l'incertitude même de nos hypothèses de base de la problématique développée dans la section 6.2.6. Pour la recherche limnologique de nature fondamentale nous considérons ces hypothèses comme de bonnes bases de travail mais dans le contexte de cette étude, pour le réseau de surveillance, nous sommes obligés de rejeter les paramètres C:N et  $C_p$ .

## 6.5 CONCLUSION

### 6.5.1 ATP

Selon les critères quantitatifs énumérés dans le chapitre 1 nos résultats démontrent d'une façon positive que la méthode de mesure de l'ATP est sensible et que les valeurs de celui-ci évoluent significativement pendant la période d'échantillonnage. De plus, la problématique (section 6.2) permet un degré de confiance relativement élevé en ce qui concerne la signification des mesures selon la définition donnée dans les critères qualitatifs c'est-à-dire que les valeurs de l'ATP peuvent être considérées comme une unité de mesure de la biomasse des organismes autotrophes et hétérotrophes du milieu. Ainsi l'évolution de ces valeurs de l'ATP pendant la saison peuvent indiquer les périodes de production pour des mesures rapprochées dans le temps tandis que la valeur moyenne peut être traduite en biomasse comme décrit dans la section 6.2.5. Cette valeur moyenne de biomasse est un critère pour déterminer le niveau trophique des lacs et des réservoirs (Vollenweider *et al.*, 1974) et son évolution pendant des années, après la mise en eau d'un réservoir, peut contribuer à suivre

l'évolution de l'état trophique de celui-ci.

Par contre le coefficient de variation des mesures de l'ATP sur les eaux du lac Nathalie ne sont pas satisfaisantes et représentent un niveau de précision inacceptable. Etant conscient toutefois de la valeur de ce paramètre décrit ci-haut, nous recommandons que les travaux soient entrepris pour améliorer la technique de mesure pour que le coefficient de variation diminue à un niveau acceptable.

#### 6.5.2 Les rapports ATP/C<sub>p</sub> et C<sub>p</sub>/C:N particulaire

Sauf pour quelques valeurs exceptionnelles, nous avons jugé le coefficient de variation des mesures de C<sub>p</sub> et de N<sub>p</sub> satisfaisants pour la campagne de 1976. Nous recommandons toutefois que les paramètres ATP/C<sub>p</sub> et de C:N particulaire - C<sub>p</sub> soient rejetés comme paramètres pour la production microbiologique des eaux. Ceci à cause de la difficulté de saisir la signification précise de ces mesures.

TABLEAU 6.1: i) Limite de détection de la technique utilisée (bioluminescence) et coefficient de variation (CV) des mesures d'ATP obtenues à partir d'une préparation pure.

Limite de détection	CV, %	Référence
$1 \times 10^{-10}$	10	Holm-Hansen & Booth, 1966
$5 \times 10^{-9}$	-	DeLeo et Giovannozzi-Sermanni, 1968
$.3 \times 10^{-9}$	10	Karl et LaRock, 1975
$2 \times 10^{-9}$	3	Van Dyke et al., 1969
-	5	Ausmus, 1973
$0.5 \times 10^{-9}$	2	St. John, 1970
$0.1 \times 10^{-9}$	11-21 <sup>+</sup>	Cheer et al., 1974
$0.9 \times 10^{-9}$ ++	2	Rasmussen & Nielsen, 1968
$10^{-13}$	-	Holm-Hansen, 1973
-	5	Brezonik et al., 1975
$0.5 \times 10^{-9}$	-	
$8 \times 10^{-9}$	-	Pametat & Skjoldal, 1974
$0.3 \times 10^{-9}$	0.5	Lee et al., 1971
$0.2 \times 10^{-9}$	2	INRS-Eau

+ CV basé sur tous les résultats d'une année avec plusieurs préparations d'enzyme

++ limite de détection  $0.5 \times 10^{-11}$  g avec l'utilisation de l'enzyme purifié

+++ CV = 10% aux très basses concentrations d'ATP, 1977

TABLEAU 6.2 : Concentration d'ATP mesurée dans divers organismes (monoculture de laboratoire)

Organisme	ATP/poids sec., %		ATP/C, %		Référence *
	Espèces	Gamme des valeurs	moyen	Gamme des valeurs	
<b>Bactéries</b>					
Agrobacterium tumefaciens	0.03 - 0.14				0.20 <sup>+</sup> Ausmus, 1973
Arthrobacter tumescens	0.045 - 0.09				0.18 <sup>+</sup> "
Azotobacter chroococcum	0.04 - 0.10				0.20 <sup>+</sup> "
Chemobacterium Marinum			0.4 <sup>++</sup>		0.80 Hamilton & Holm-Hansen, 1967
Escherichia Coli			0.3		Lehinger, 1965
Kanthomonas sp.	0.008 - 0.06				0.12 <sup>+</sup> Ausmus, 1973
Micrococcus sp.			0.15 <sup>++</sup>		0.3 <sup>o</sup> Hamilton & Holm-Hansen, 1967
Pseudomonas sp (Isolaté G6)	0.072 - 0.14		0.098		0.6 <sup>+++</sup> Holm-Hansen & Booth, 1966
" ( " GL7)	0.18 - 0.22		0.20		1.1 <sup>+++</sup> "
" ( " GU1)			0.14		0.7 <sup>+++</sup> "
Pseudomonas fluorescens	0.03 - 0.14				0.28 <sup>+</sup> Ausmus, 1973
Serratia sp			0.25 <sup>++</sup>		0.5 <sup>o</sup> Hamilton & Holm-Hansen, 1967
Streptococcus faecalis	0.2 - 1.2		0.8		Forrest, 1965
Vibro sp			0.3 <sup>++</sup>		0.3 <sup>o</sup> Hamilton & Holm-Hansen, 1967

TABLEAU 6.2a (suite)

Organisme	ATP/poids sec., %		ATP/C, %		Référence *
	Espèces	Gamme des valeurs	moyen	Gamme des valeurs	
<u>Algues</u>					
Amphidinium Carteri	0.005 - 0.027	0.15			Holm-Hansen & Booth, 1966
Anabeana flos-aquae		0.26			Brezonik et al., 1975
Chaetoceros lauderi				0.56	Bertrand et al., 1972
Chlorella ellipsoidea	0.08 - 0.34			0.68 <sup>+</sup>	Ausmus, 1973
Chlorella sp		0.38			Brezonik et al., 1975
Chlorella vulgaris		0.2			Syrett, 1958
Chlamydomonas magnusii				0.21	Bertrand et al., 1972
Coscinodiscus sp.				0.39	"
Cryptomonas pseudobaltica				0.45	"
Cyclotella nana		0.084			Holm-Hansen & Booth, 1966
Ditylum brightwellii	0.10 - 0.13	0.12			Holm-Hansen & Booth, 1966
Dunaliella tertiolecta	0.02 - 0.49	0.15			Holm-Hansen & Booth, 1966
Euglena gracilis	0.09 - 0.28			0.56 <sup>+</sup>	Ausmus, 1973
Heterothrix sp				0.11	Bertrand et al., 1972
Hydradicton sp	0.05 - 0.36			0.72 <sup>+</sup>	Ausmus, 1973
Microcystis aeruginosa		0.36			Brezonik et al., 1975
Monochrysis lutheri	0.010 - 0.05	0.028			Holm-Hansen & Booth, 1966
Nostoc sp	0.06 - 0.50				Ausmus, 1973
Oscillatoria sp.	0.09 - 0.18			0.36 <sup>+</sup>	Ausmus, 1973

TABLEAU 6.2b (suite)

Organisme	ATP/poids sec., %		ATP/C, %		Référence *	
	Espèces	Gamme des valeurs	moyen	Gamme des valeurs		moyen
Peridinium cinctum fawestii				0.07 - 0.4	0.32 <sup>+</sup>	Cavari, 1976
Phaeodactylum tricornutum					0.30	Bertrand et al.,
Rhizosolenia sp.	0.15 - 0.17		0.16			Holm-Hansen & Booth, 1966
Selenastrum Capricornutum			0.24			Brezonik et al., 1975
" "	0.14 - 0.34					Lee et al., 1971
Skeletonema Costatum	0.028 - 0.031					Holm-Hansen & Booth, 1966
Spirogyra sp.	0.06 - 0.46				0.92 <sup>+</sup>	Ausmus, 1973
Syracosphaera clongata	0.002 - 0.004		0.003			Holm-Hansen & Booth, 1966
Tetraselmis striata					0.20	Bertrand et al., 1972
<u>Champignons</u>						
Amanita Caesarea	0.08 - 0.16				0.32 <sup>+</sup>	Ausmus, 1973
Aspergillus niger	0.09 - 0.26				0.52 <sup>+</sup>	"
Cantharellus cinnabarinus	0.07 - 0.16				0.32 <sup>+</sup>	"
Fusarium oxysporium	0.07 - 0.28				0.56 <sup>+</sup>	"
Pythium graminicola	0.07 - 0.28				0.56 <sup>+</sup>	"
Rhizopus nigricans	0.10 - 0.23				0.46 <sup>+</sup>	"
Thelephora palmata	0.08 - 0.17				0.34 <sup>+</sup>	"
Trichoderma viride	0.06 - 0.18				0.36 <sup>+</sup>	"

TABLEAU 6.2c (suite)

Organisme	ATP/poids sec., %		ATP/C, %		Référence*
	Espèces	Gamme des valeurs	moyen	Gamme des valeurs	
<u>Actynomyces</u>					
Micromonospora chalcea	0.11 - 0.22			0.44 <sup>+</sup>	Ausmus, 1973
Nicromonospora sp.	0.12 - 0.23			0.46 <sup>+</sup>	"
Norcardia cellulans	0.09 - 0.28			0.56 <sup>+</sup>	"
Norcardia connoluta	0.10 - 0.21			0.42 <sup>+</sup>	"
Streptomyces alboniger	0.11 - 0.23			0.46 <sup>+</sup>	"
Streptomyces annulatus	0.12 - 0.23			0.45 <sup>+</sup>	"
<u>Zooplancton</u>					
Calanus finmarchicus				0.5	Holm-Hansen, 1971
Calanus helgolandicus				0.89	Balch, 1972
Eurytemora affinis (Femelle)		0.33			Heinle et al., 1974
" " (Males)		0.04			"
Mesocyclops Leuckarti (adultes)				1.0	Cavari, 1976
" " (copepodite II-IV)				0.78	Cavari, 1976
Trigriopus Californicus		0.6			Radney, 1974
<u>Nemadotes</u>					
Panagrellus redivivus				2.3	Ernst, 1970

TABLEAU 6.2d (suite)

- \* Aussi voir i) Holm-Hansen 1970 qui a décrit une droite de régression de ATP vs C cellulaire pour 30 espèces d'algues sans tabuler les résultats;  
ii) Bush 1973 qui rapporte des valeurs ATP/Volume (cellulaire) mais ne décrit pas une transformation biovolume - biomasse ("Cell volume transformation")
- + Croissance exponentielle
- ++ Calculé à partir du rapport C/biomasse poids sec.
- +++ Rapporté par Holm-Hansen 1967
- 0 Valeur moyenne d'une monoculture chemostatique.

TABLEAU 6.3 : Tableau des résultats de ATP selon une base hebdomadaire.

ATP

Date	Station SB-018		Station SB-017		Station SB-001 (SB-909)		Station SB-016	
	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond
	$\bar{x}$ (c.v.)	$\bar{x}$ (c.v.)	$\bar{x}$ (c.v.)	$\bar{x}$ (c.v.)				
04-06-76	-	-	-	-	.05 (18%)	.17 (94%)	-	-
17-06-76	.08 (50%)	.08 (2.5%)	.13 (15%)	.04 (25%)	.04 (50%)	.07 (6%)	.07 (14%)	.05 (4%)
30-06 et 01-07-76	.07 (71%)	.08 (11%)	.006 (0%)	.06 (17%)	.22 (27%)	.12 (8%)	.32 (25%)	.08 (12%)
15-07-76	.24 (25%)	.16 (19%)	.11 (9%)	.06 (67%)	.16 (31%)	.11 (3%)	.24 (75%)	.11 (45%)
28-07-76	.09 (89%)	.04 (0%)	.05 (60%)	.04 (25%)	.08 (75%)	.07 (29%)	.16 (81%)	.04 (0%)
25-08 et 26-08-76	.09 (56%)	.06 (100%)	.18 (28%)	.05 (20%)	.08 (75%)	.03 (33%)	.09 (67%)	.03 (66%)
07-09 et 08-09-76	.16 (19%)	.11 (54%)	.12 (42%)	.09 (22%)	.12 (17%)	-	.20 (15%)	.17 (53%)
21-09 et 22-09-76	.01 (20%)	.31 (23%)	.14 (29%)	.27 (7%)	-	-	.12 (15%)	.14 (21%)
05-10 et 06-10-76	.09 (56%)	.16 (44%)	.14 (57%)	.17 (29%)	.15 (20%)	.09 (11%)	.10 (10%)	.13 (8%)

C-ATP/C<sub>p</sub>TABLEAU 6.4 : Tableau des résultats C-ATP/C<sub>p</sub> selon une base hebdomadaire.

Date	Station SB-018		Station SB-017		Station SB-001 (SB-909)		Station SB-016	
	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond
	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$
04-06-76					0.09	0.19		
17-06-76	.13	.05	.18	.03	.05	0.08	0.05	0.04
30-06-76 et								
01-07-76	.03	.06	.002	.08	.08	.13	0.13	.05
15-07-76	.10	.06	.04	.03	.09	.06	0.12	0.07
28-07-76 et								
29-07-76	.004	.002	.002	.002	.004	.004	.01	.002
25-08-76 et								
26-08-76	.03	.03	.07	.02	.03	.01	.03	.02
07-09-76 et								
08-09-76	-	0.1	.12	.08	0.12	-	0.05	0.16
21-09-76 et								
22-09-76	.0009	.20	.01	0.25	-	-	.01	.11
05-10-76 et								
06-10-76	.004	.01	.01	.01	.01	.01	.005	.01

ATP

TABLEAU 6.5 : Tableau des résultats selon une base journalière pour la semaine intensive.

Date	Station SB-018		Station SB-017		Station SB-001 (SB-909)		Station SB-016	
	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond
	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$
30-08-76					0.23 (13%)	0.17 (6%)		
31-08-76					0.20 (35%)	0.12 (33%)		
01-09-76					0.11 (9%)			
02-09-76								
8:45					0.13 (30%)			
10:45					0.09 (44%)			
12:45					0.11 (27%)			
14:45					0.12 (25%)			
15:45					0.13 (40%)			
03-09-76					0.10 (70%)			

C PARTICULAIRE

TABLEAU 6.6 : Tableau des résultats  $C_p$  selon une base hebdomadaire.

Date	Station SB-018		Station SB-017		Station SB-001 (SB-909)		Station SB-016	
	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond
	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$
04-06-76					140.3 (9.8)	226.3 (15)		
17-06-76	159.7 (23%)	431 (39%)	179.7 (4%)	300.7 (56%)	214.7 (50%)	225.3 (26%)	323.3 (8%)	282.3 (15%)
30-06-76 et								
01-07-76	680 (22%)	338 (20%)	736.7 (2%)	183 (6%)	669 (20%)	234 (17%)	600 (10%)	411 (78%)
15-07-76	612 (26%)	660 (18%)	740.3 (8%)	587.3 (42%)	424.5 (13%)	458 (14%)	492.7 (19%)	370 (4%)
28-07-76 et								
29-07-76	5605 (26%)	4368 (13%)	5436 (8%)	4772 (6%)	5136 (26%)	4084 (11%)	4598 (1%)	4527 (7%)
11-08-76 et								
13-08-76	6483 (45%)	5753 (3%)	5719 (33%)	5719 (20%)	5302 (4%)	5689 (6%)	5425 (27%)	3913 (10%)
25-08-76 et								
26-08-76	705 (17%)	469 (14%)	686 (35%)	533 (14%)	591 (28%)	538 (8%)	747 (27%)	450 (40%)
07-09-76 et								
08-09-76		282 (13%)	256 (38%)	296 (20%)	749 (108%)	321 (18%)	939 (105%)	264 (6%)
21-09-76 et								
22-09-76	2759 (2%)	379 (12%)	2981 (3%)	267 (3%)	3024 (9%)	230 (4%)	2872 (13%)	332 (13%)
05-10-76 et								
06-10-76	5151 (13%)	4190 (6%)	4369 (6%)	4364 (7%)	4924 (5%)	4017 (3%)	5048 (30%)	4443 (21%)

N PARTICULAIRE

TABLEAU 6.7 : Tableau des résultats C:N selon une base hebdomadaire.

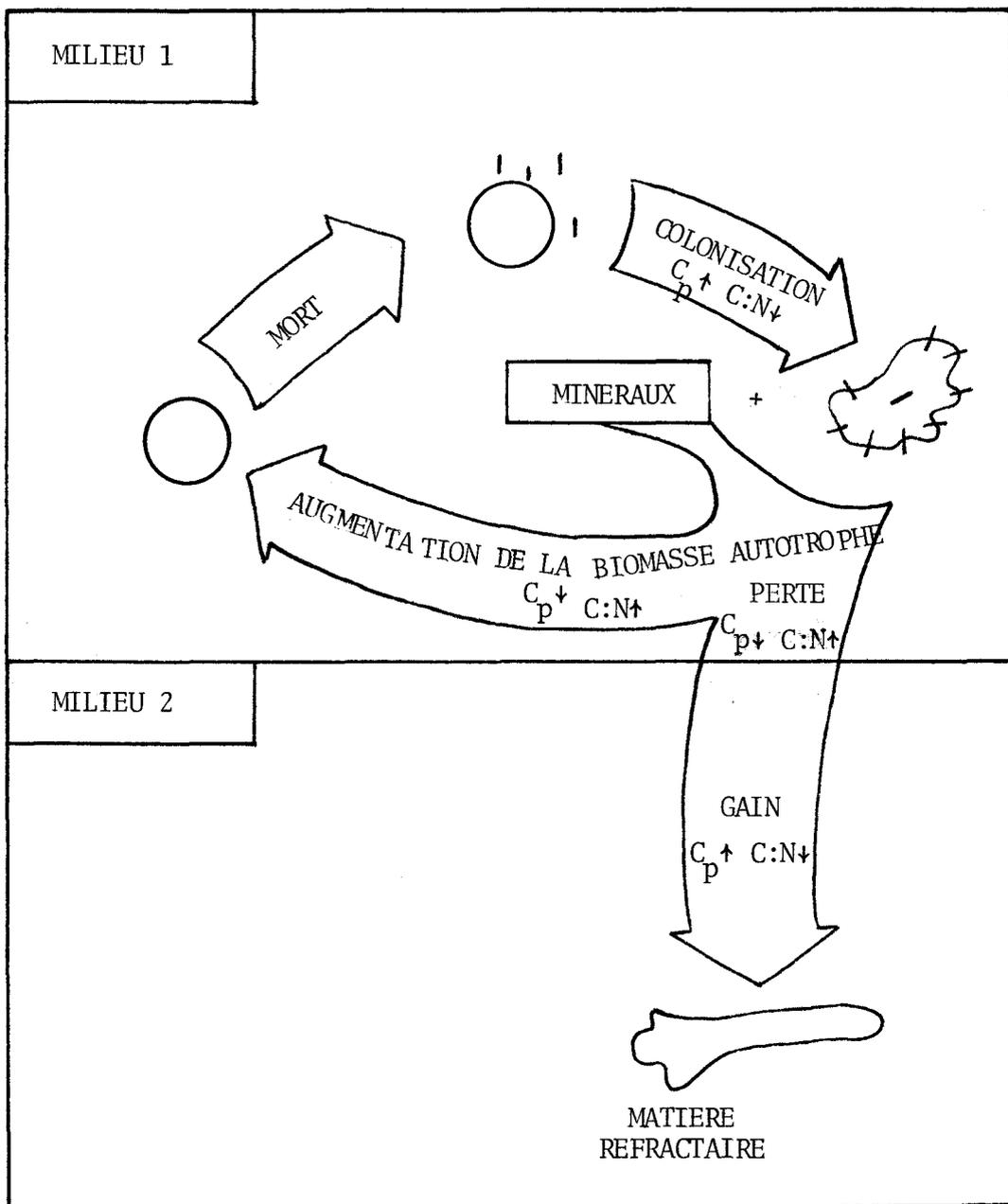
Date  Heure	Station SB-018		Station SB-017		Station SB-001 (SB-909)		Station SB-016	
	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond
	$\bar{x}$ (c.v.)	$\bar{x}$ (c.v.)	$\bar{x}$ (c.v.)	$\bar{x}$ (c.v.)	$\bar{x}$ (c.v.)	$\bar{x}$ (c.v.)	$\bar{x}$ (c.v.)	$\bar{x}$ (c.v.)
04-06-76					9.3 (61%)	13.3 (90%)		
17-06-76	7.7 (8%)	53.7 (72%)	7.7 (8%)	45 (70%)	22.3 (120%)	40.3 (100%)	34 (5%)	26 (54%)
30-06-76 et								
01-07-76	121.0 (19%)	33 (70%)	130 (14%)	7 (71%)	113.7 (10%)	22 (36%)	97.3 (17%)	59 (105%)
15-07-76	118.7 (32%)	115.3 (6%)	132.7 (11%)	105.3(48%)	83.0 (13%)	99.7 (26%)	87.3 (12%)	85.7(20%)
28-07-76 et								
29-07-76	1675 (10%)	1231 (11%)	1429 (9%)	1256 (8%)	1326 (11%)	987 (11%)	1168 (8%)	948 (16%)
11-08-76 et								
13-08-76	1931 (40%)	1718 (7%)	1578 (28%)	1677 (17%)	1664 (8%)	1656 (6%)	1226 (31%)	1181 (13%)
25-08-76 et								
26-08-76	125 (26%)	88 (17%)	113 (53%)	112 (20%)	94 (54%)	97 (17%)	141 (45%)	85 (14%)
07-09-76 et								
08-09-76	-	45.3 (35%)	43 (51%)	46 (17%)	213 (129%)	49 (29%)	255 (115%)	39 (10%)
21-09-76 et								
22-09-76	896 (12%)	30 (67%)	1076 (12%)	11 (64%)	1083 (4%)	7 (10%)	1160 (20%)	19 (58%)
05-10-76 et								
06-10-76	2284 (6%)	2179 (7%)	2216 (6%)	2245 (6%)	2481 (7%)	2336 (2%)	2654 (32%)	2599 (26%)

C:N

TABLEAU 6.8 : Tableau des résultats C:N selon une base hebdomadaire.

Date	Station SB-018		Station SB-017		Station SB-001 (SB-909)		Station SB-016	
	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond	Intégré	Fond
	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$	$\bar{x}(c.v.)$
04-06-76					15.05	16.99		
17-06-76	20.82	8.03	23.3	6.68	9.6	5.58	9.50	10.85
30-06-76 et								
01-07-76	5.62	10.24	5.66	26.14	5.88	4.88	6.19	6.79
15-07-76	5.16	5.73	5.58	5.58	5.11	4.59	5.65	4.32
29-07-76	3.35	3.55	3.80	3.80	3.87	4.14	3.94	4.78
13-08-76	3.36	3.35	3.37	3.41	3.19	3.44	4.42	3.31
26-08-76	5.64	5.33	6.07	4.76	6.29	5.55	5.30	5.29
08-09-76	-	6.23	5.95	6.43	3.52	6.55	3.68	6.77
22-09-76	3.08	12.6	2.77	24.3	2.79	328.6	2.48	17.5
06-10-76	2.26	1.92	1.97	1.94	1.98	1.72	1.90	1.71

FIGURE 6.1: Schématisation du comportement des détritits ( $<1\mu$ ) et des paramètres  $C_p$  et C:N



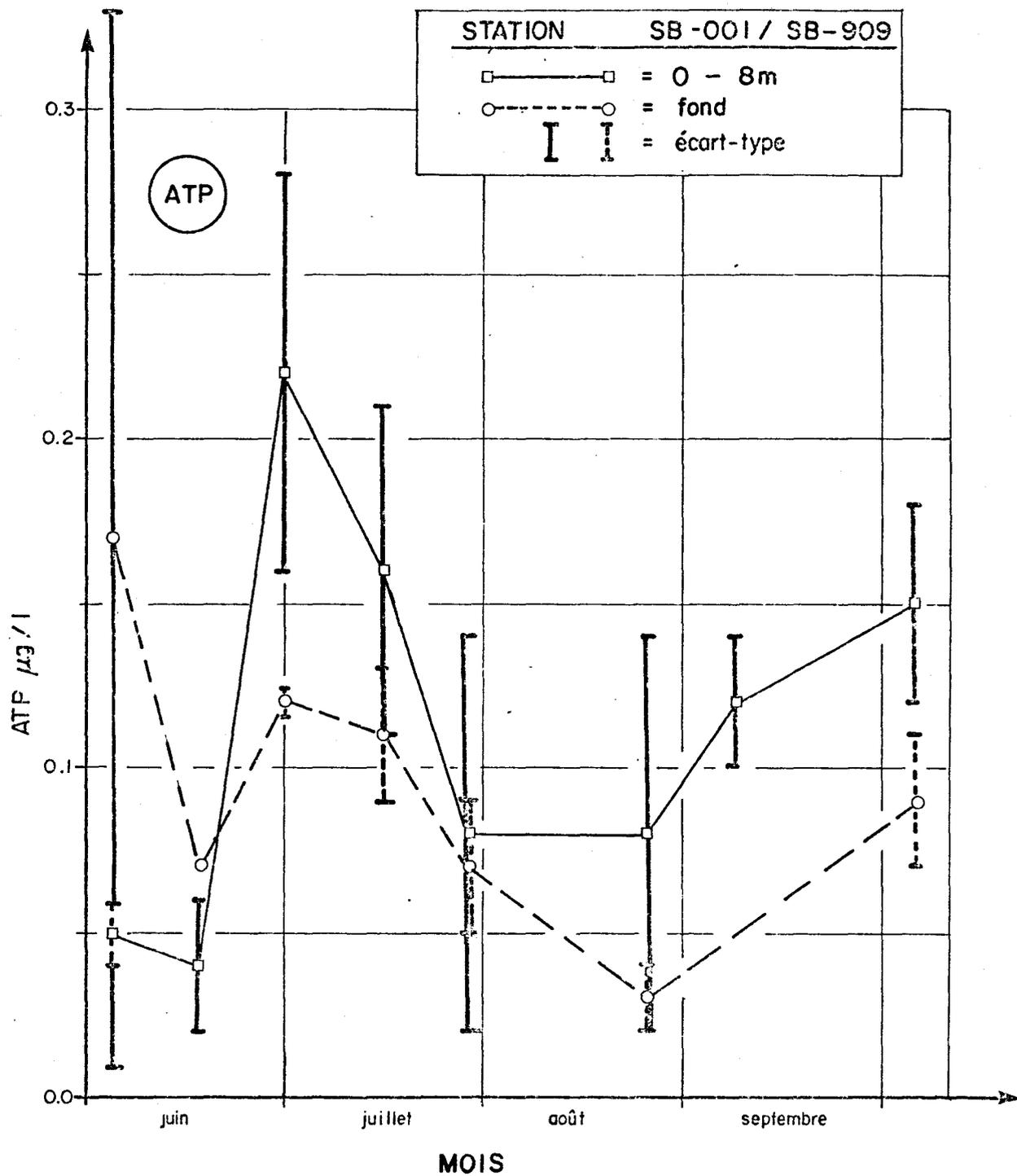


FIGURE 6.2 : Evolution d'ATP dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.

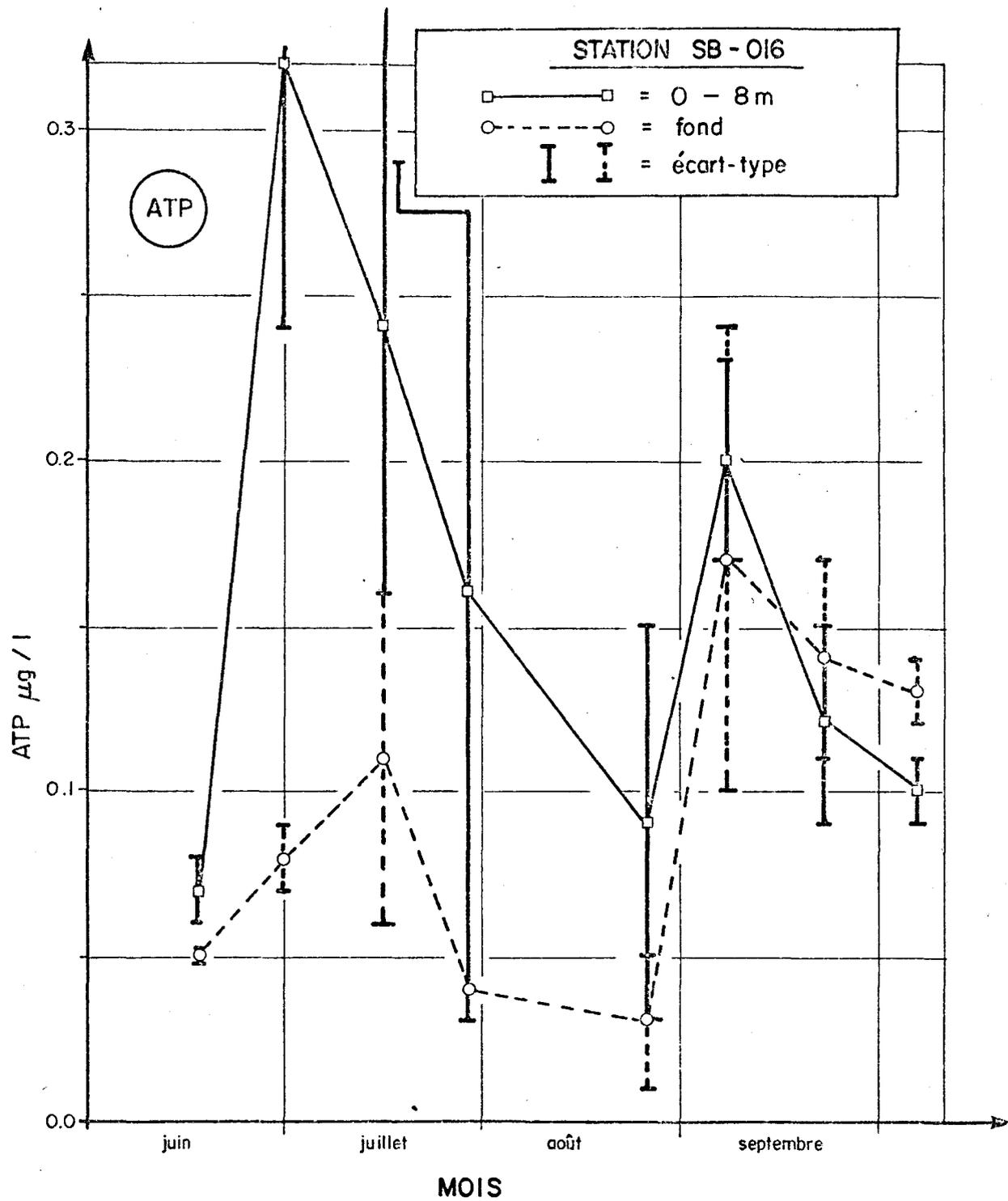


FIGURE 6.3 : Evolution d'ATP dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.

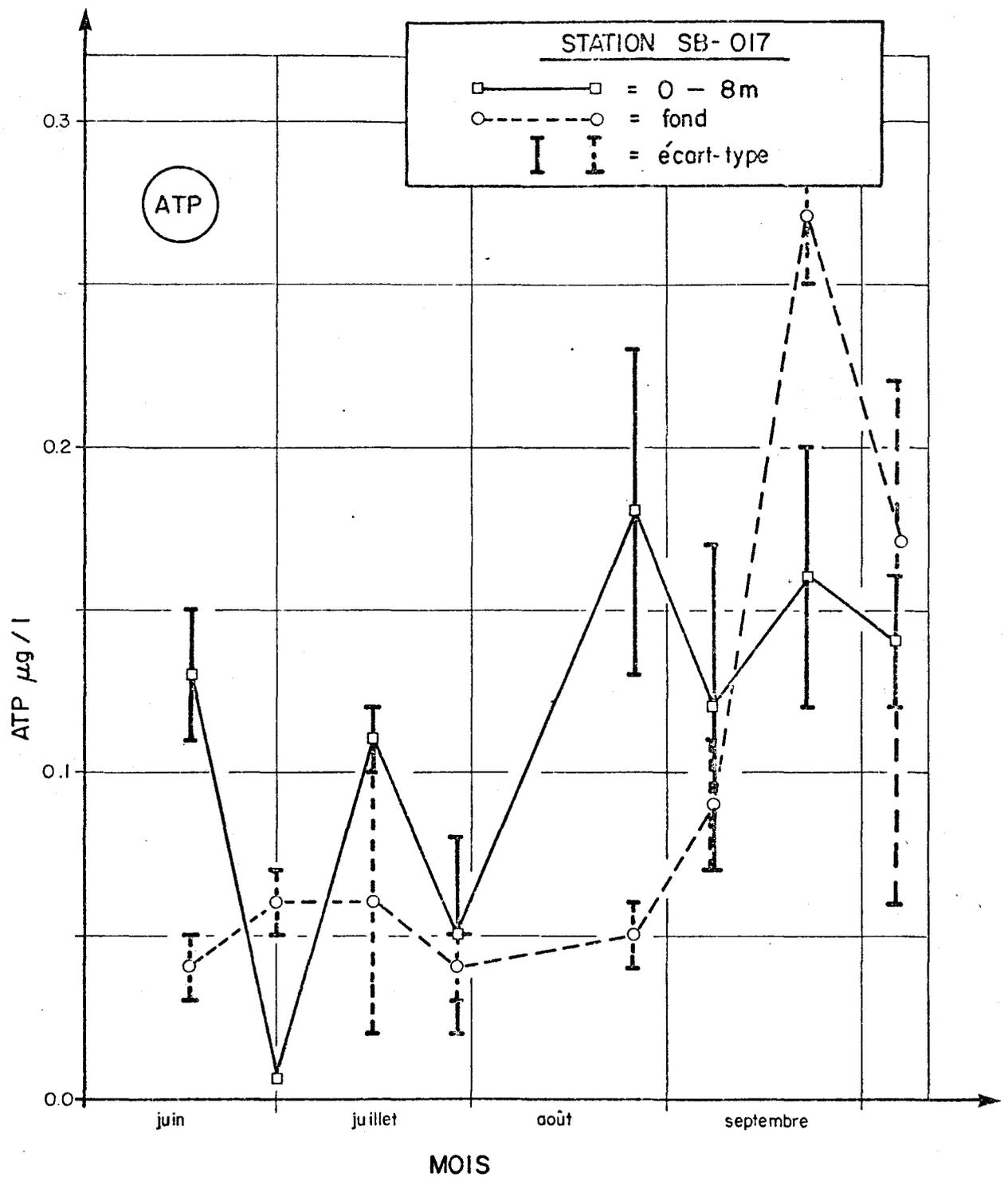


FIGURE 6.4 : Evolution d'ATP dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.

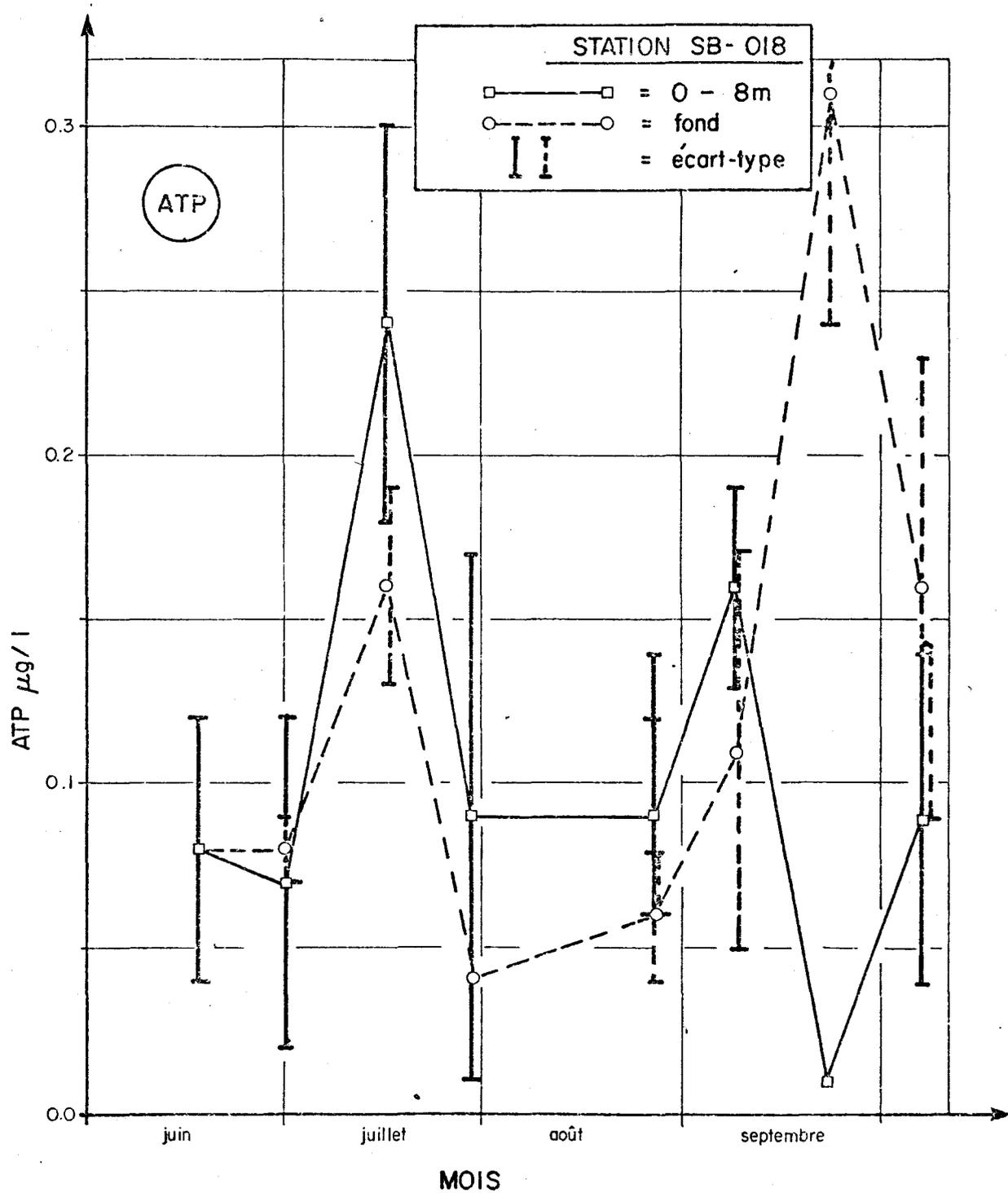


FIGURE 6.5 : Evolution d'ATP dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.

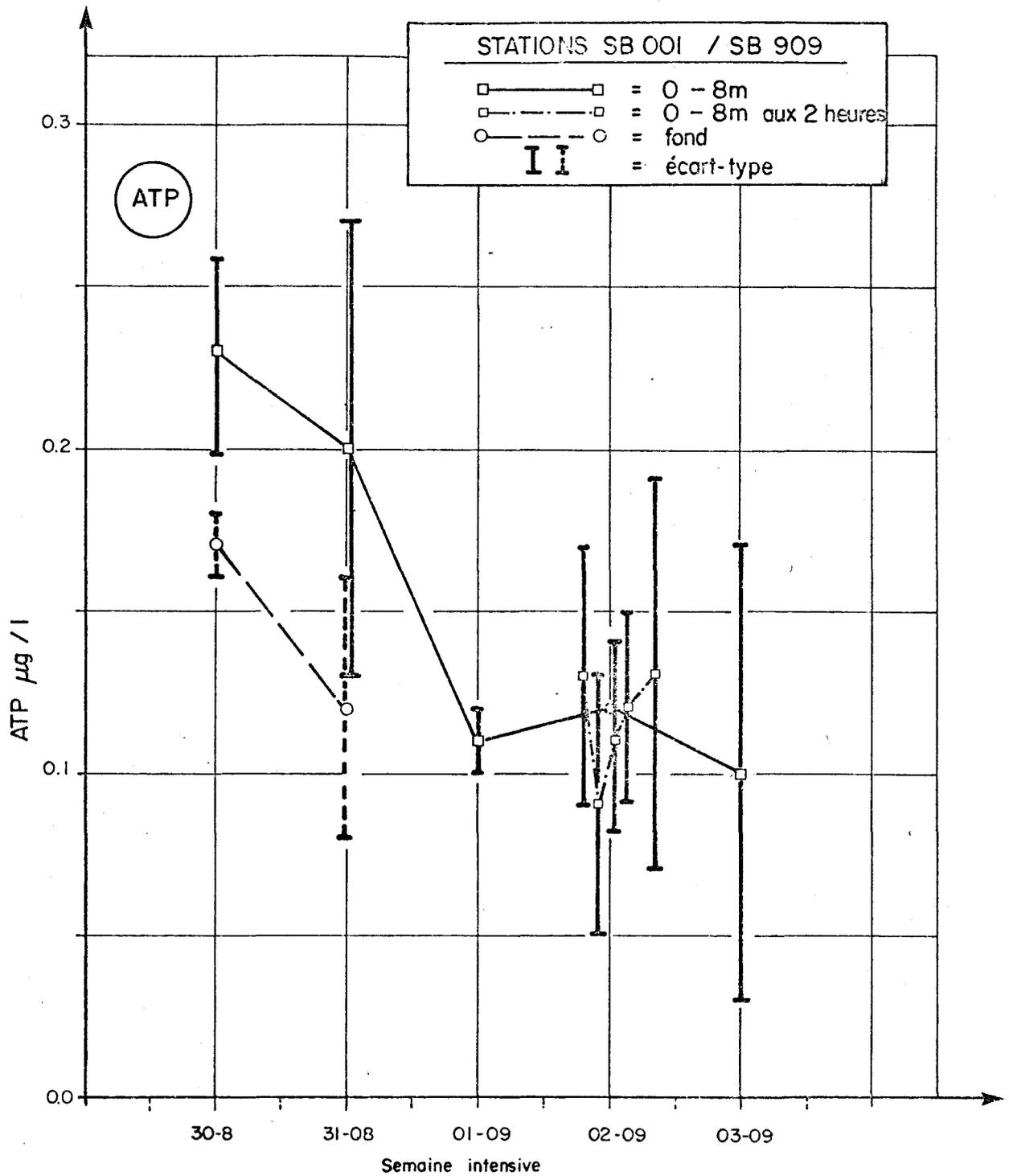


FIGURE 6.6 : Evolution d'ATP dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.

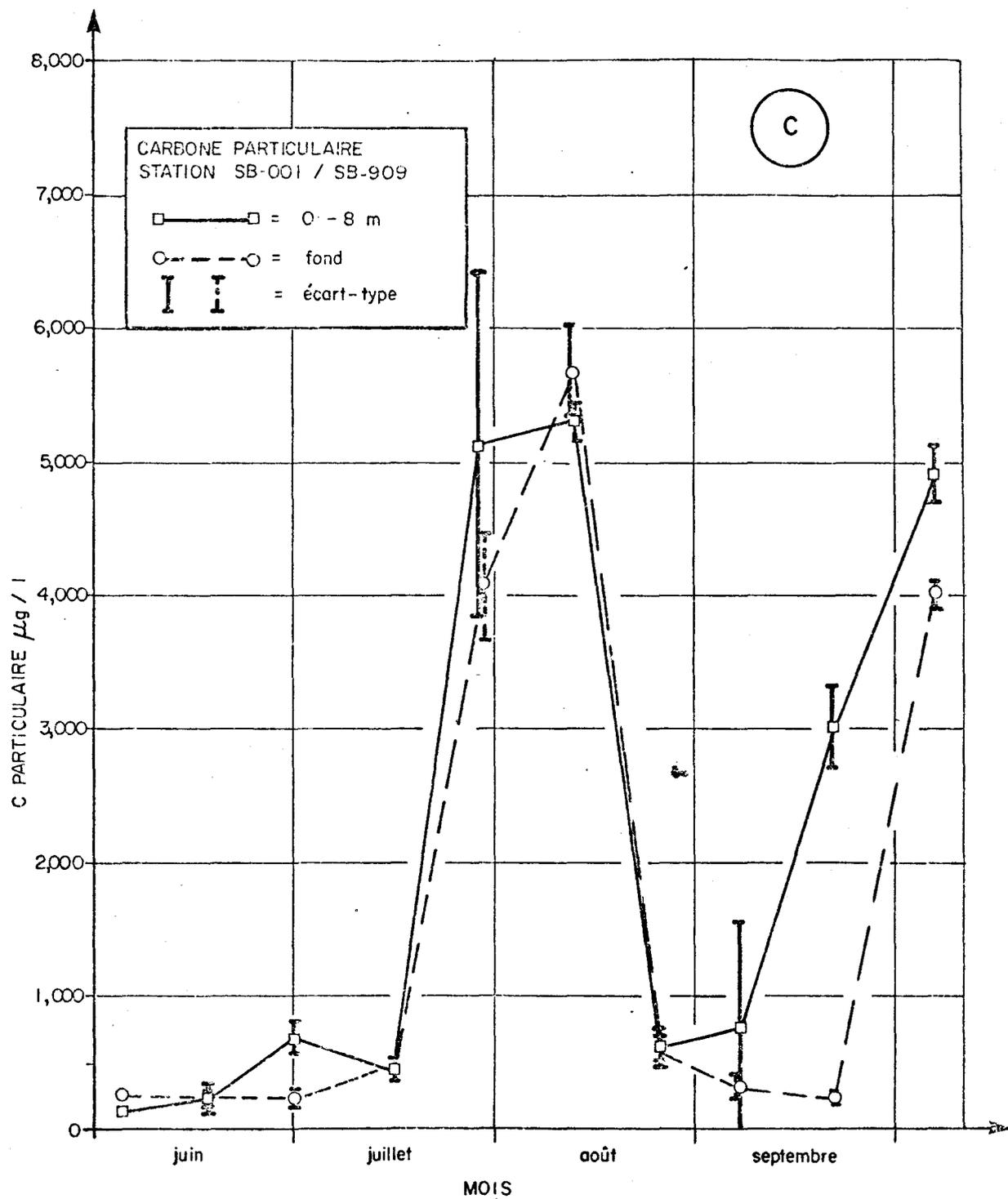


FIGURE 6.7 : Evolution de C particulaire dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.

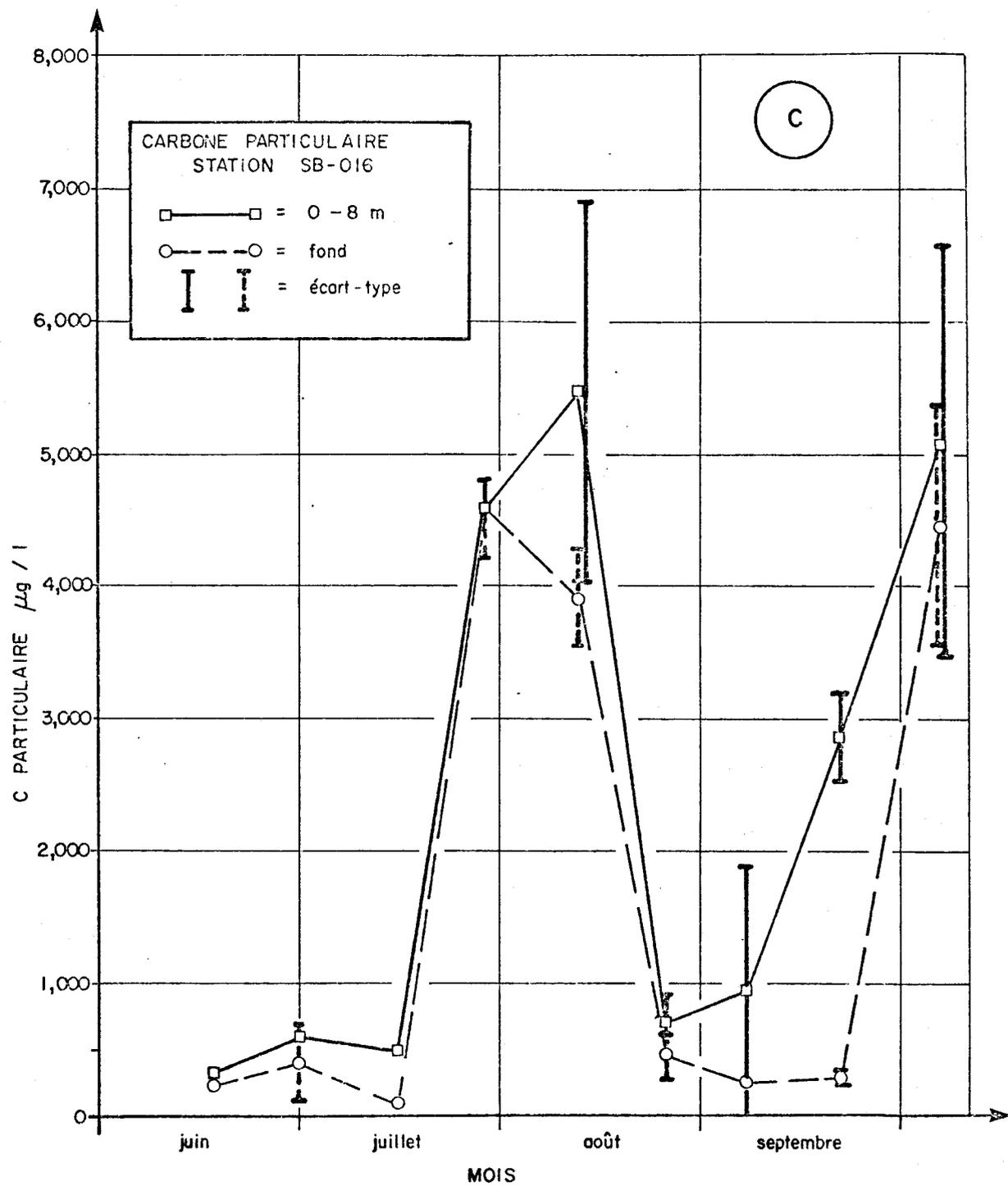


FIGURE 6.8 : Evolution de C particulaire dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.

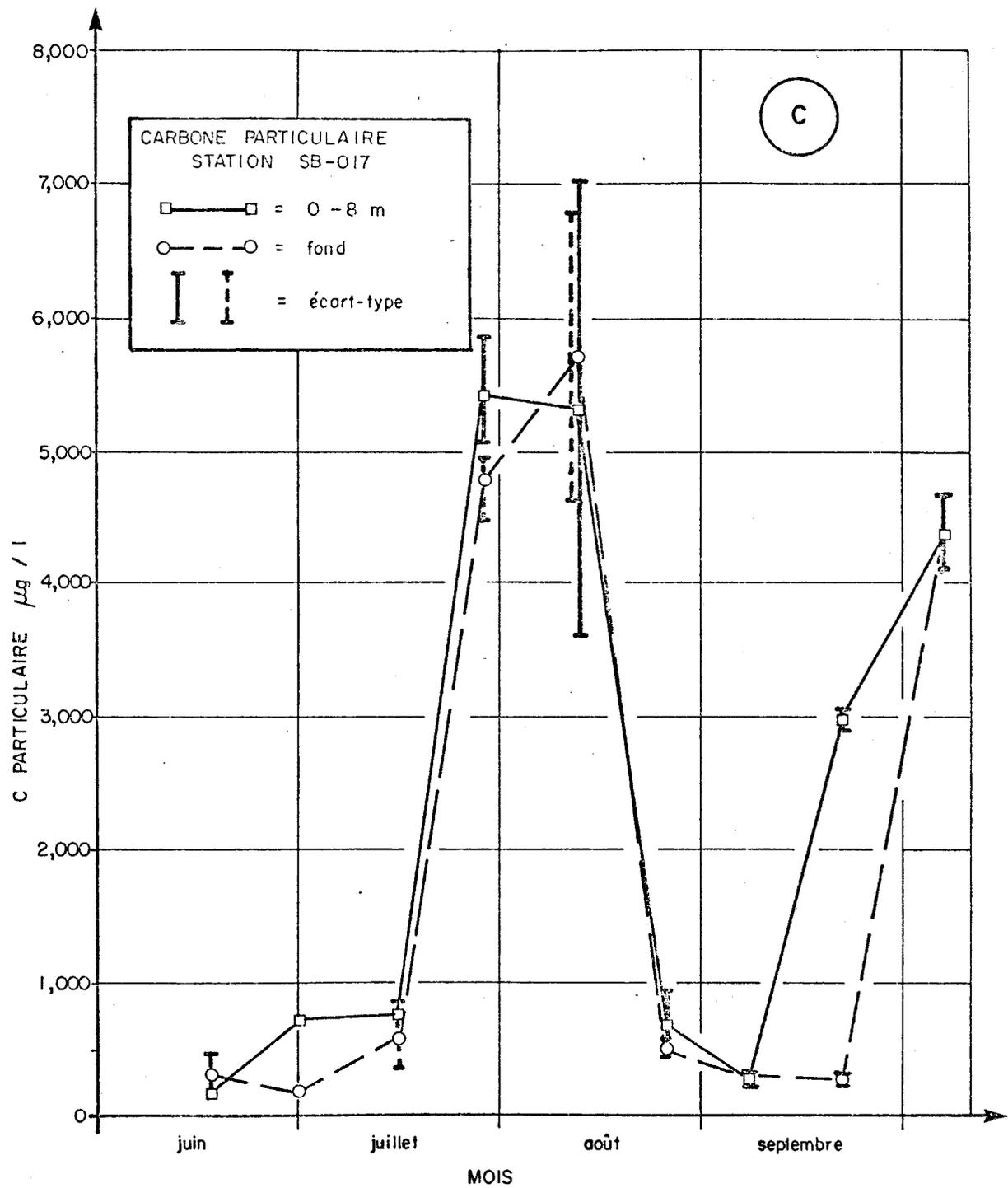


FIGURE 6.9 : Evolution de C particulaire dans les eaux du lac Nathalie, été 1976

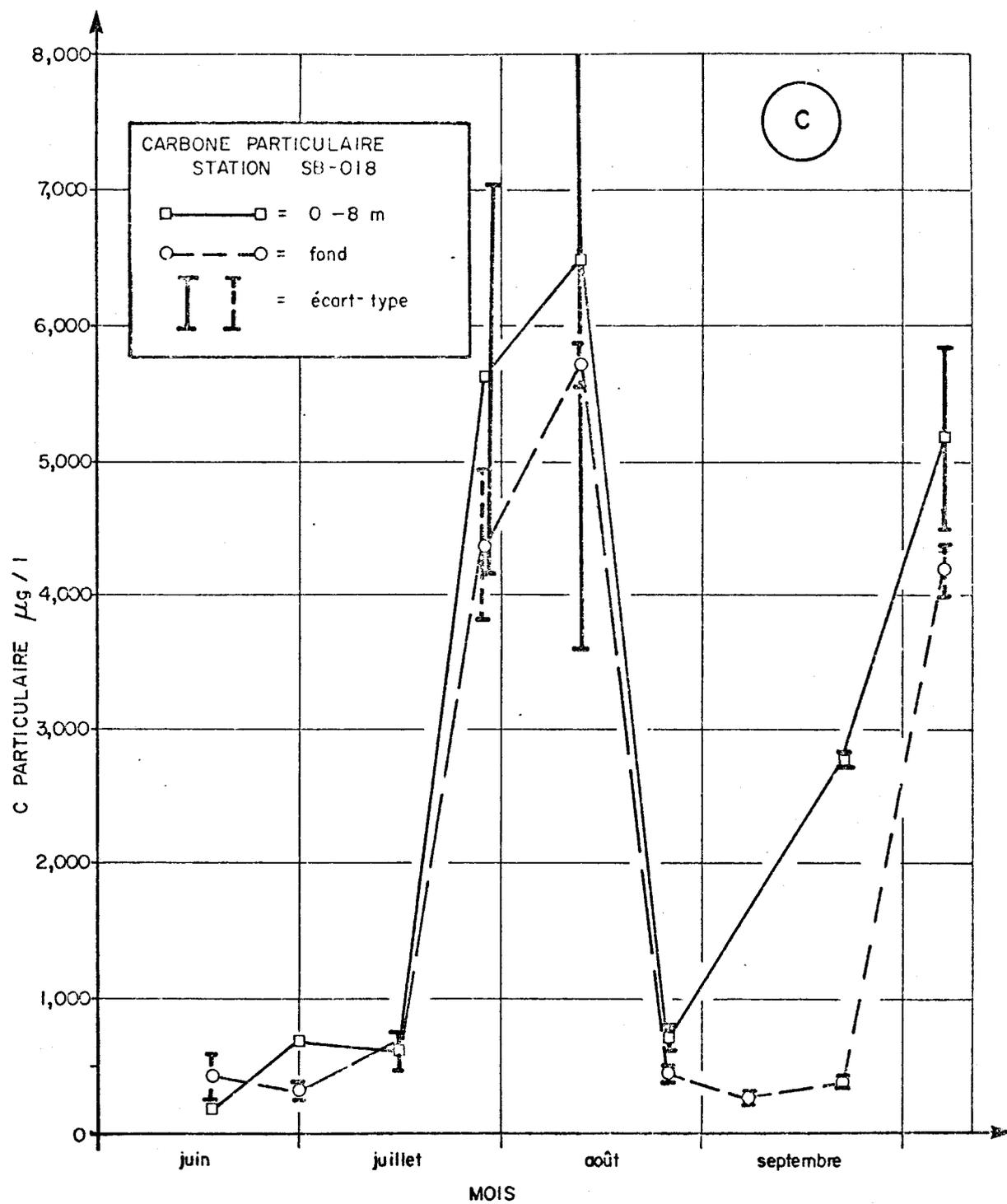


FIGURE 6.10 : Evolution de C particulaire dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.

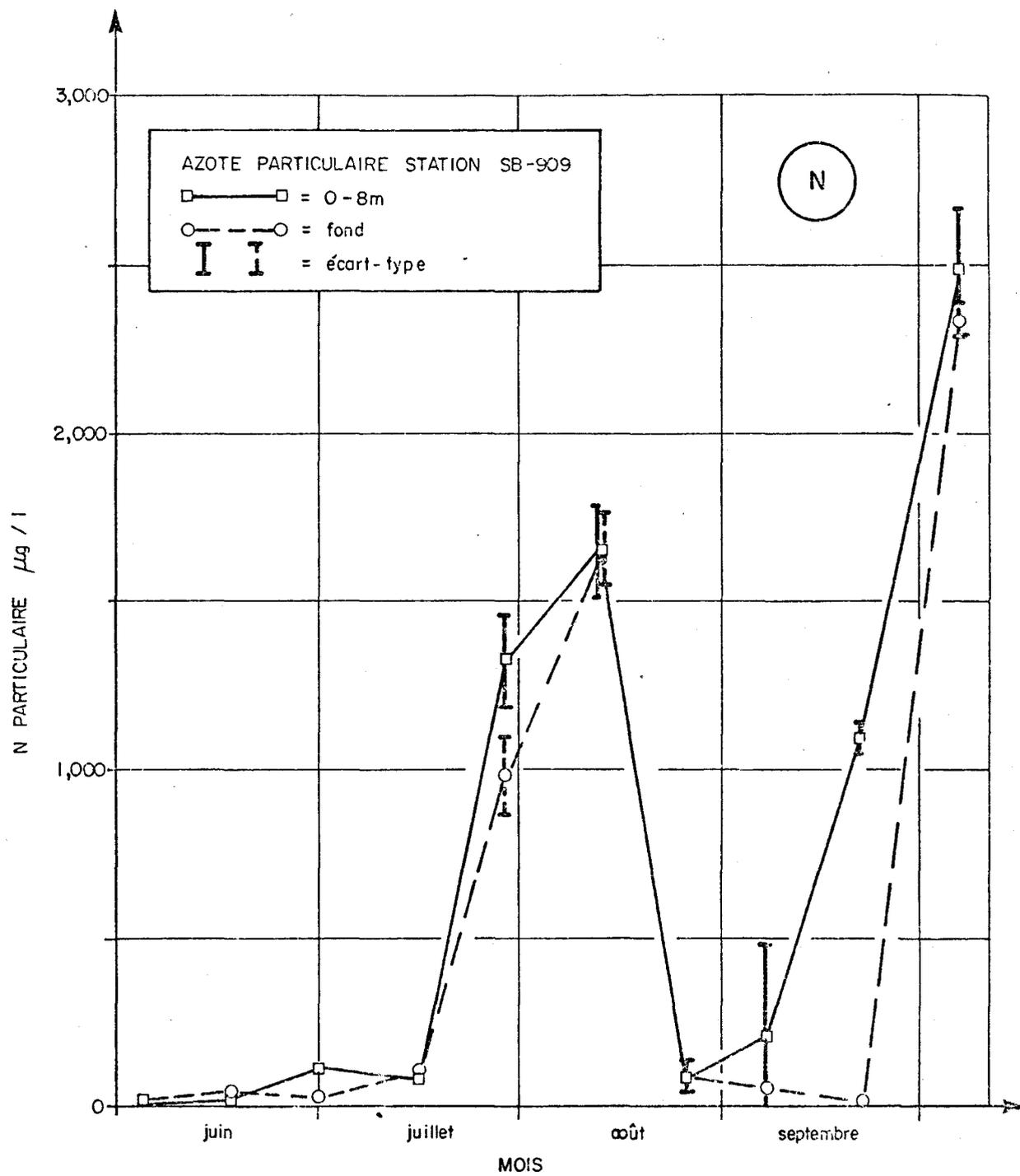


FIGURE 6.11 : Evolution de N particulaire dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.

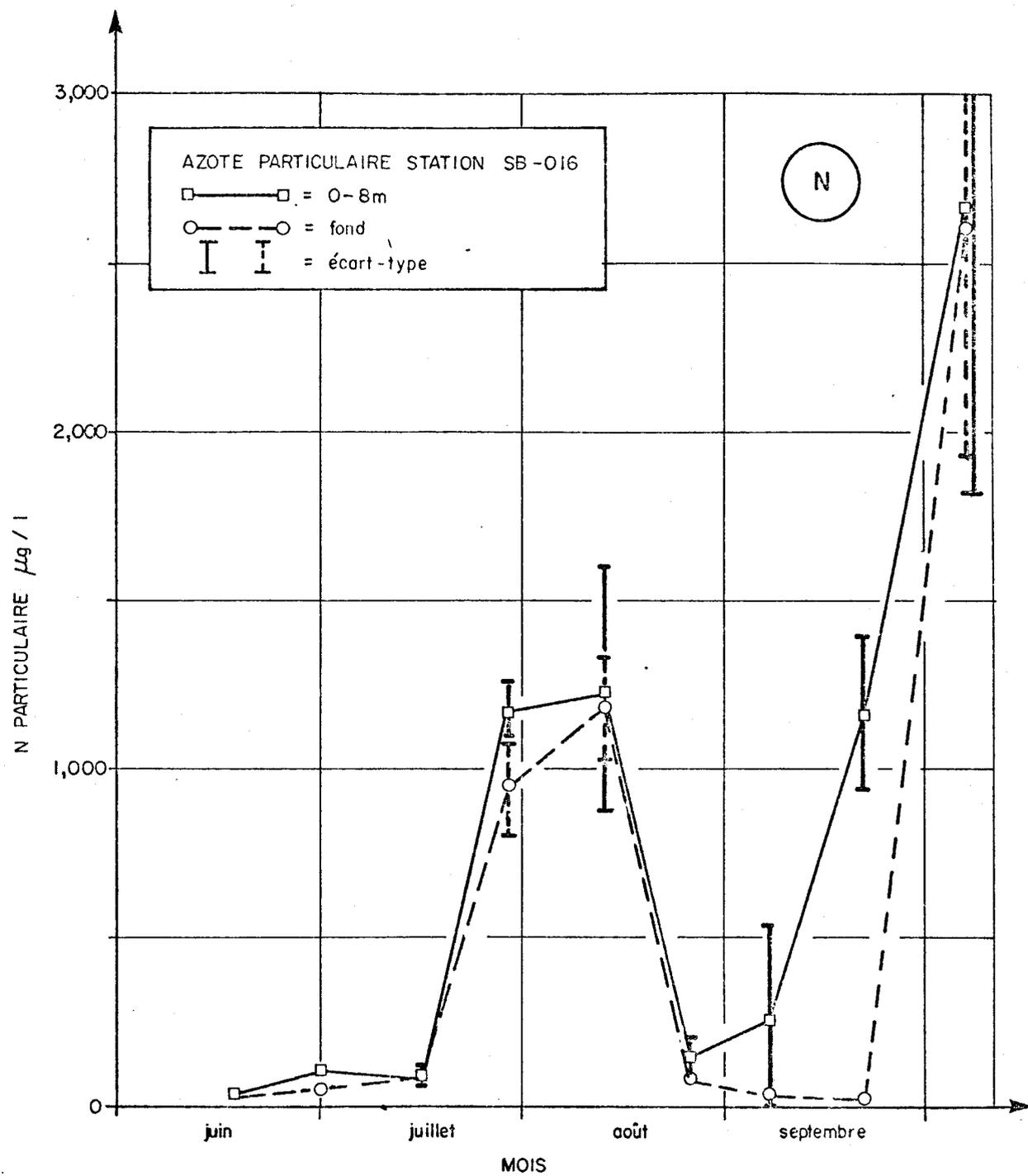


FIGURE 6.12 : Evolution de N particulaire dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.

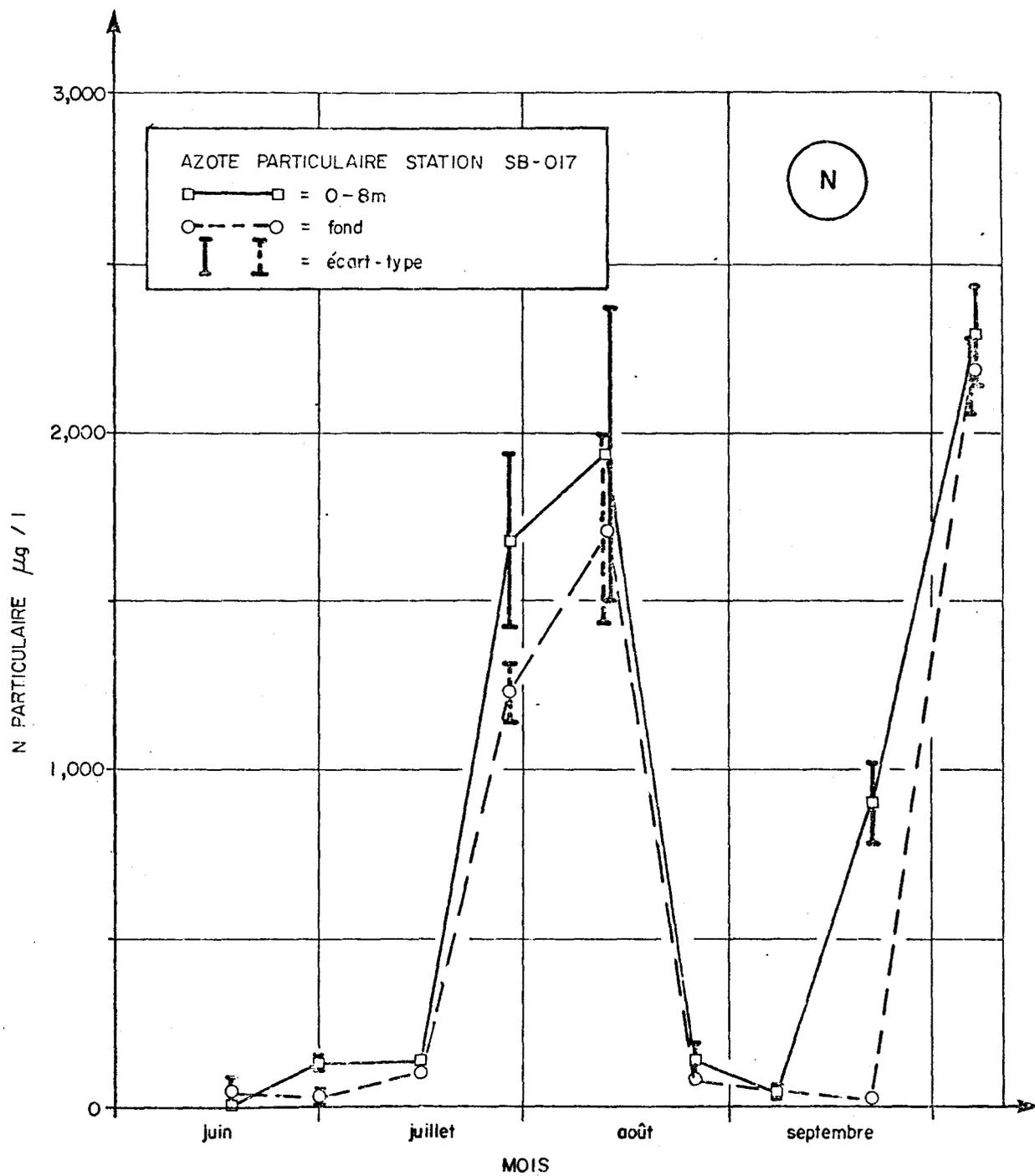


FIGURE 6.13 : Evolution de N particulaire dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.

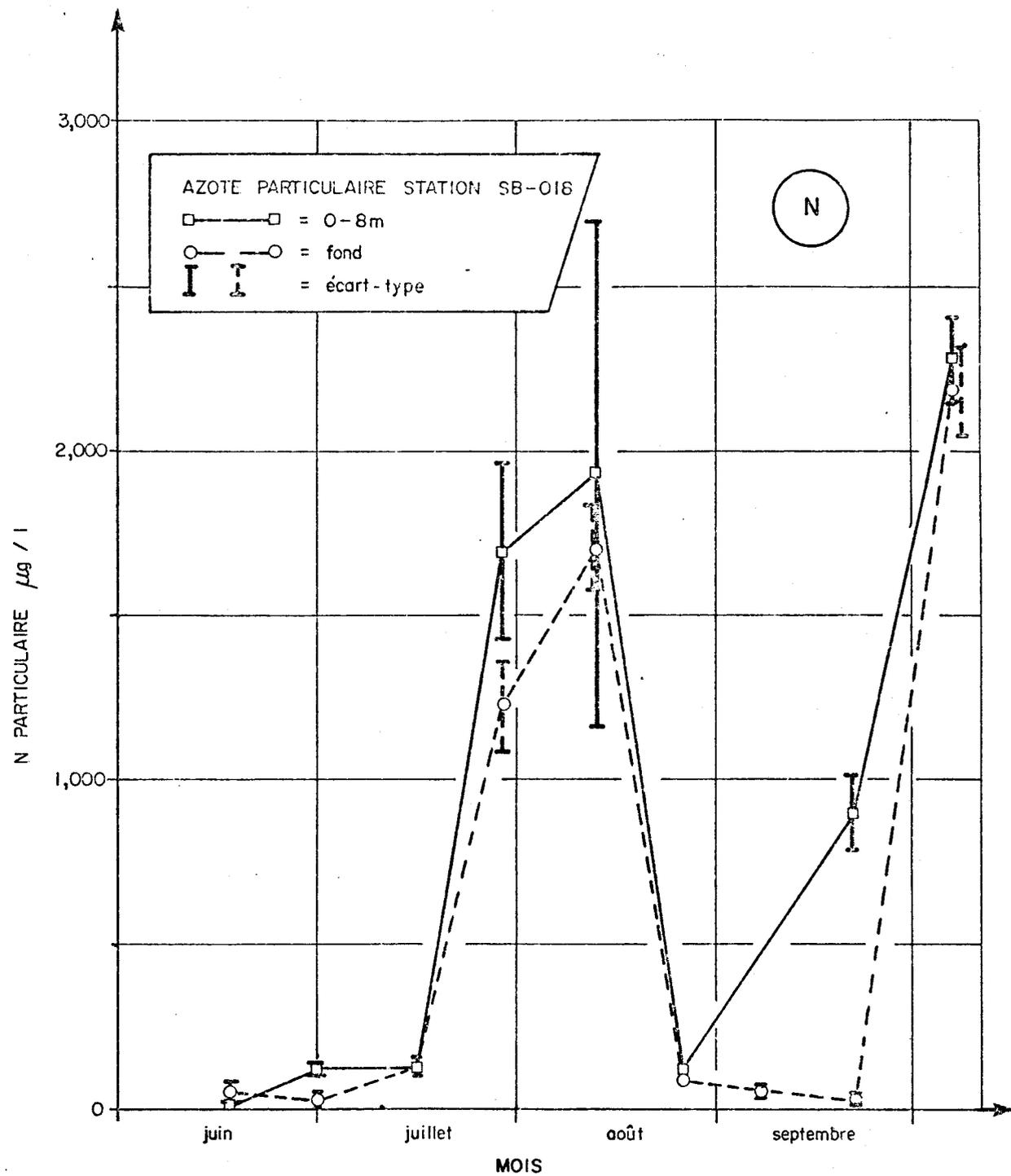


FIGURE 6.14 : Evolution de N particulaire dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.

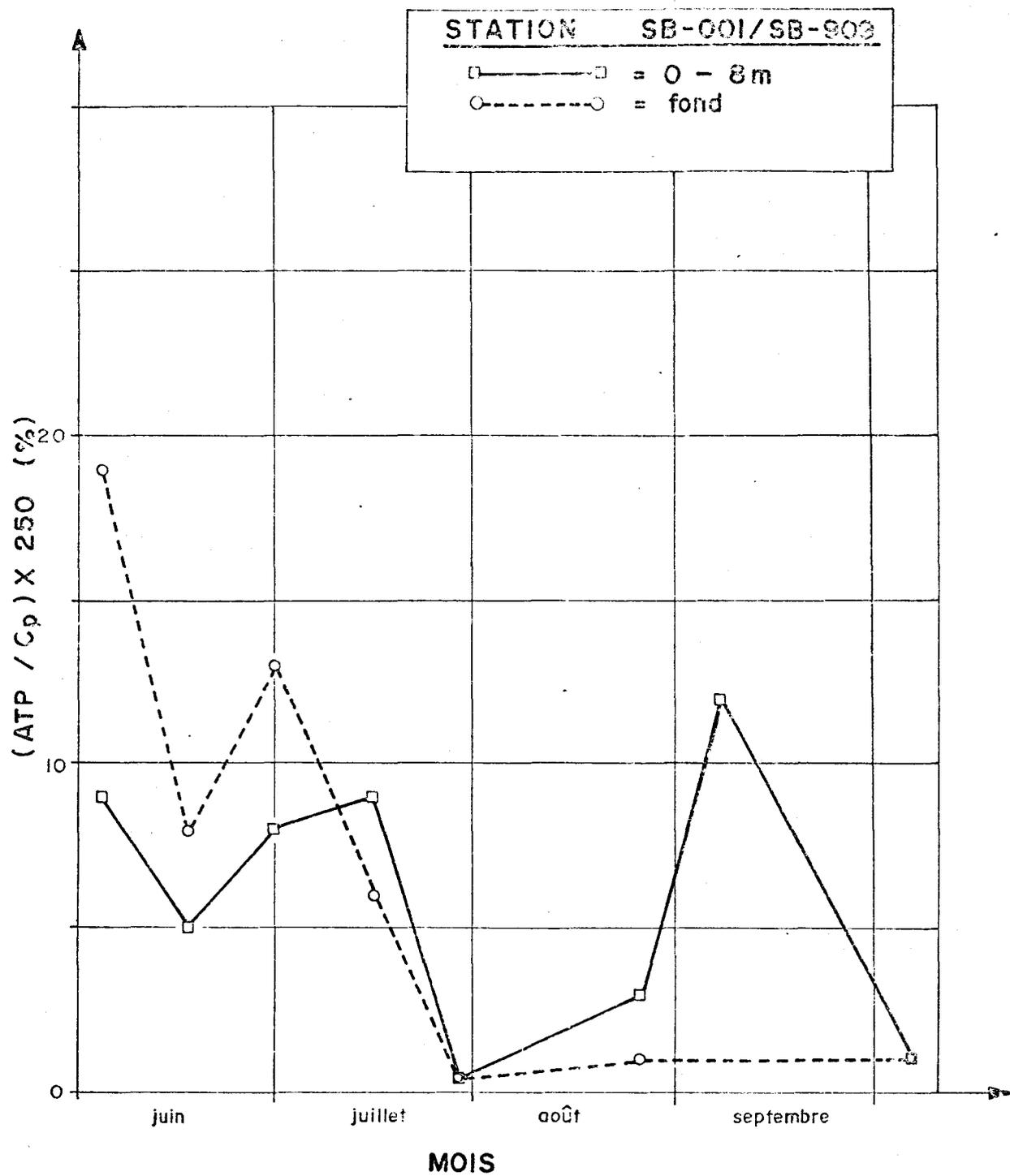


FIGURE 6.15 : Rapport ATP ( $>0.45\mu$ )/C particulaire ( $>1\mu$ ) dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.

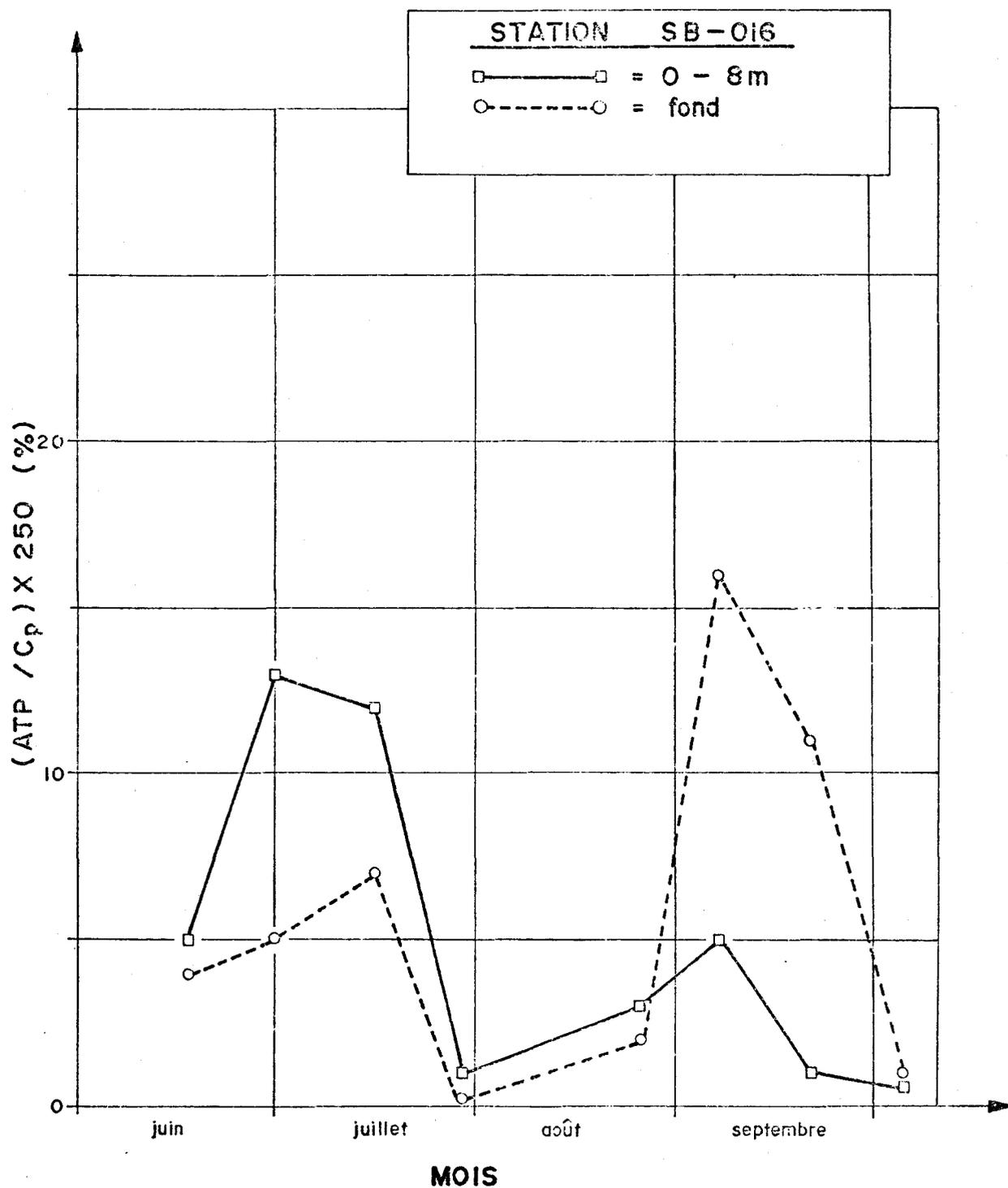


FIGURE 6.16 : Rapport ATP ( $>0.45\mu$ )/C particulaire ( $>1\mu$ ) dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.

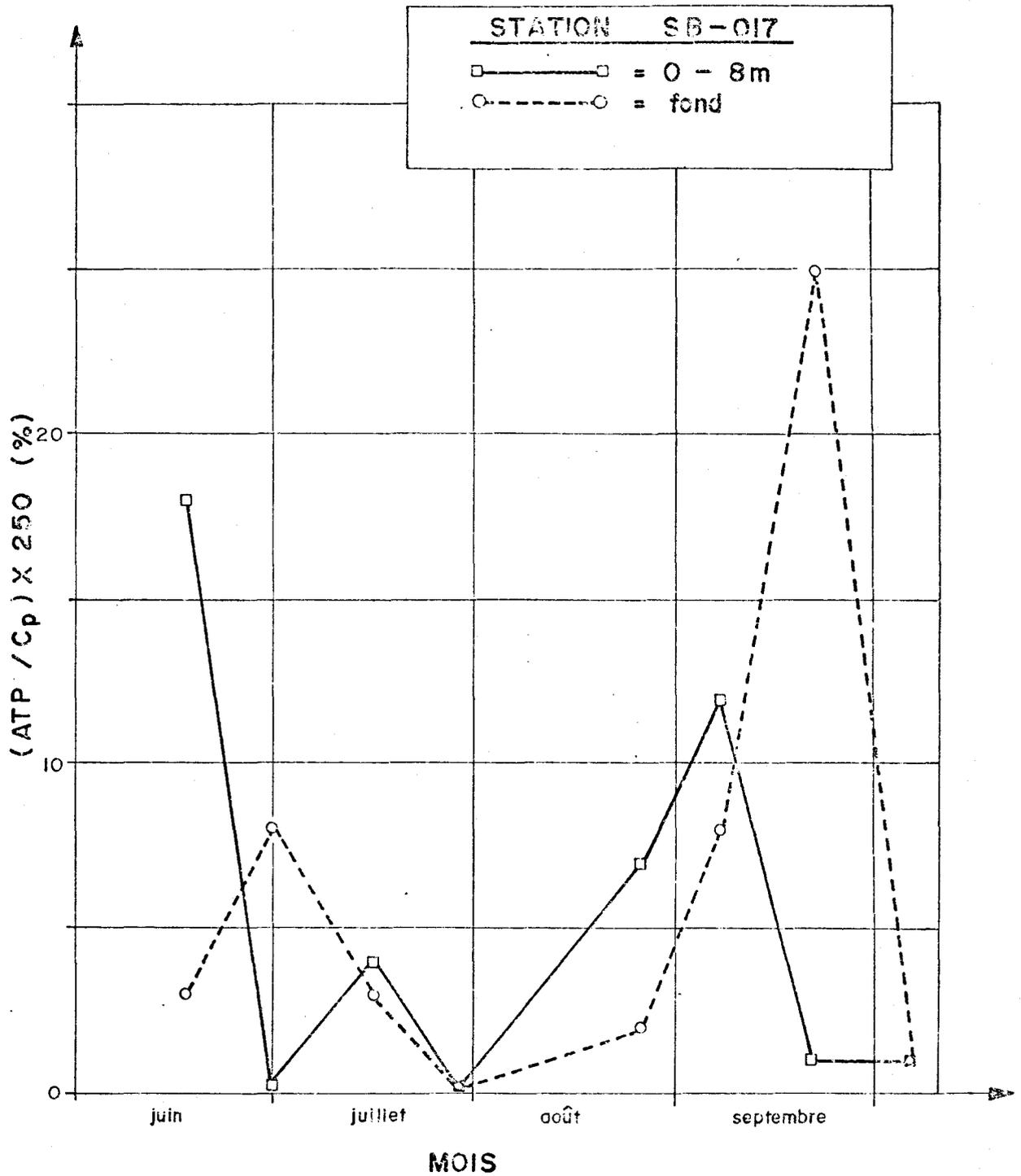


FIGURE 6.17 : Rapport ATP ( $>0.45\mu$ )/C particulaire ( $>1\mu$ ) dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.

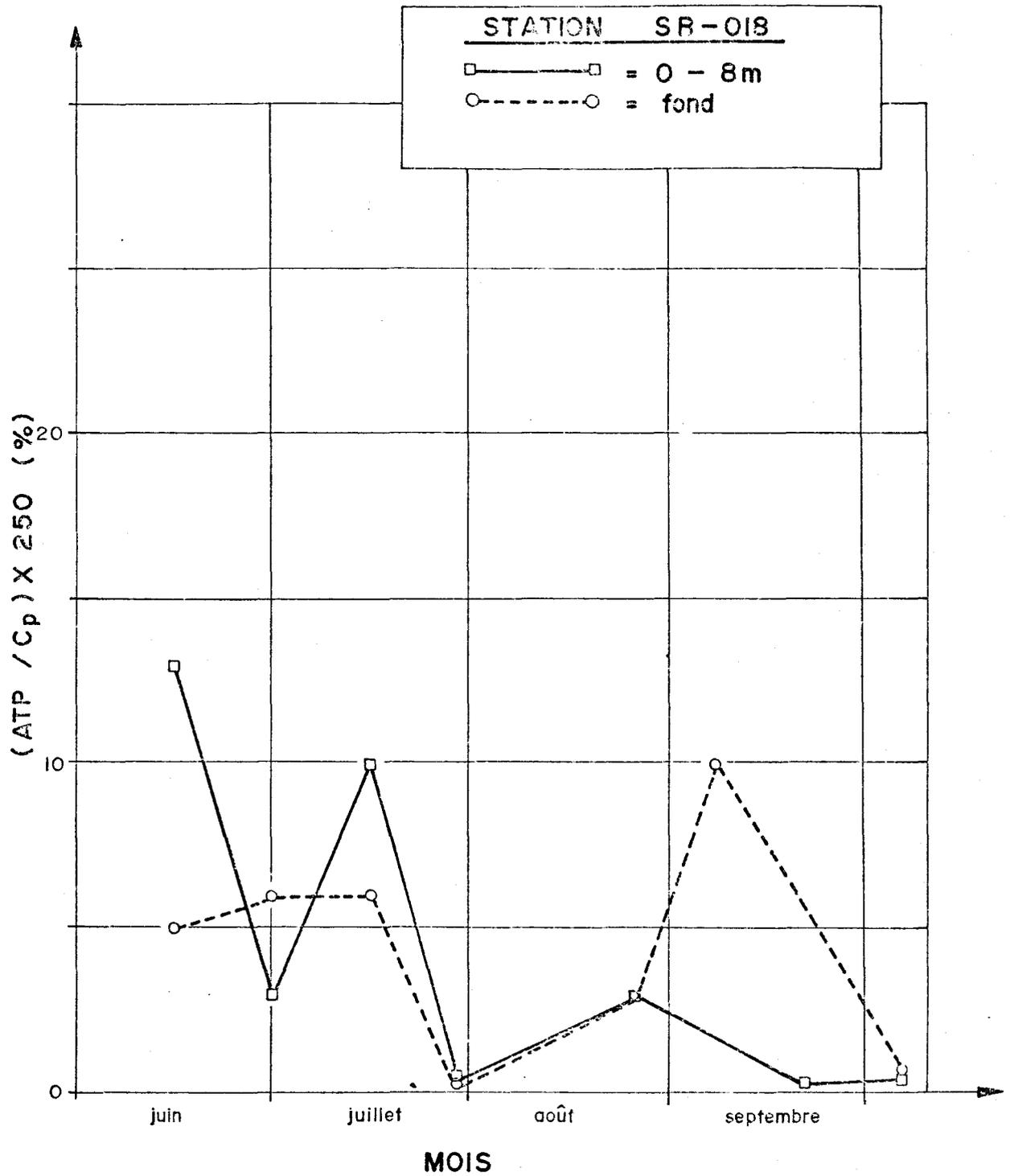


FIGURE 6.18 : Rapport ATP (>0.45 $\mu$ )/C particulaire (>1 $\mu$ ) dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.

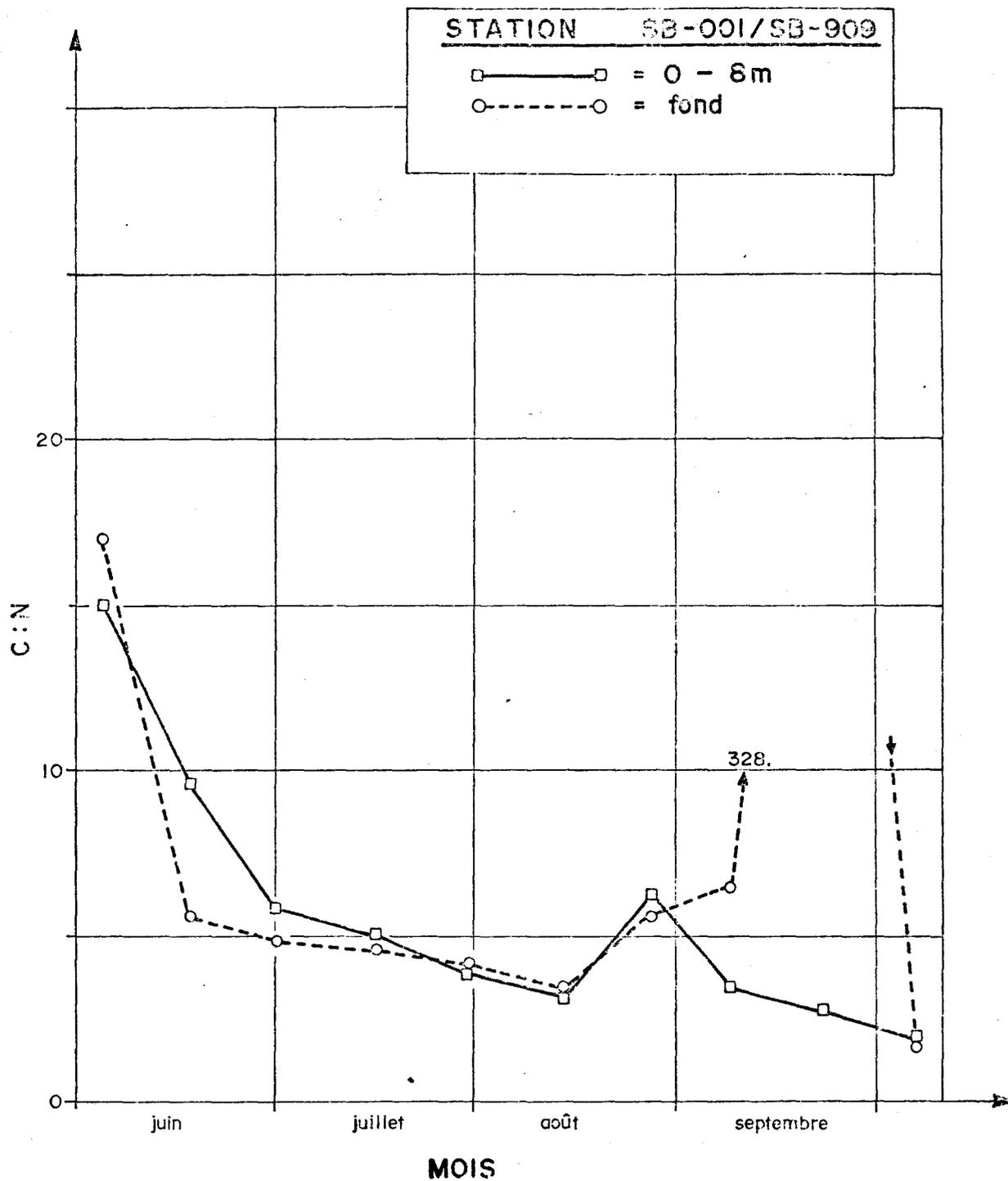


FIGURE 6.19 : Rapport C:N pour la matière particulaire (>1 $\mu$ ) dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.

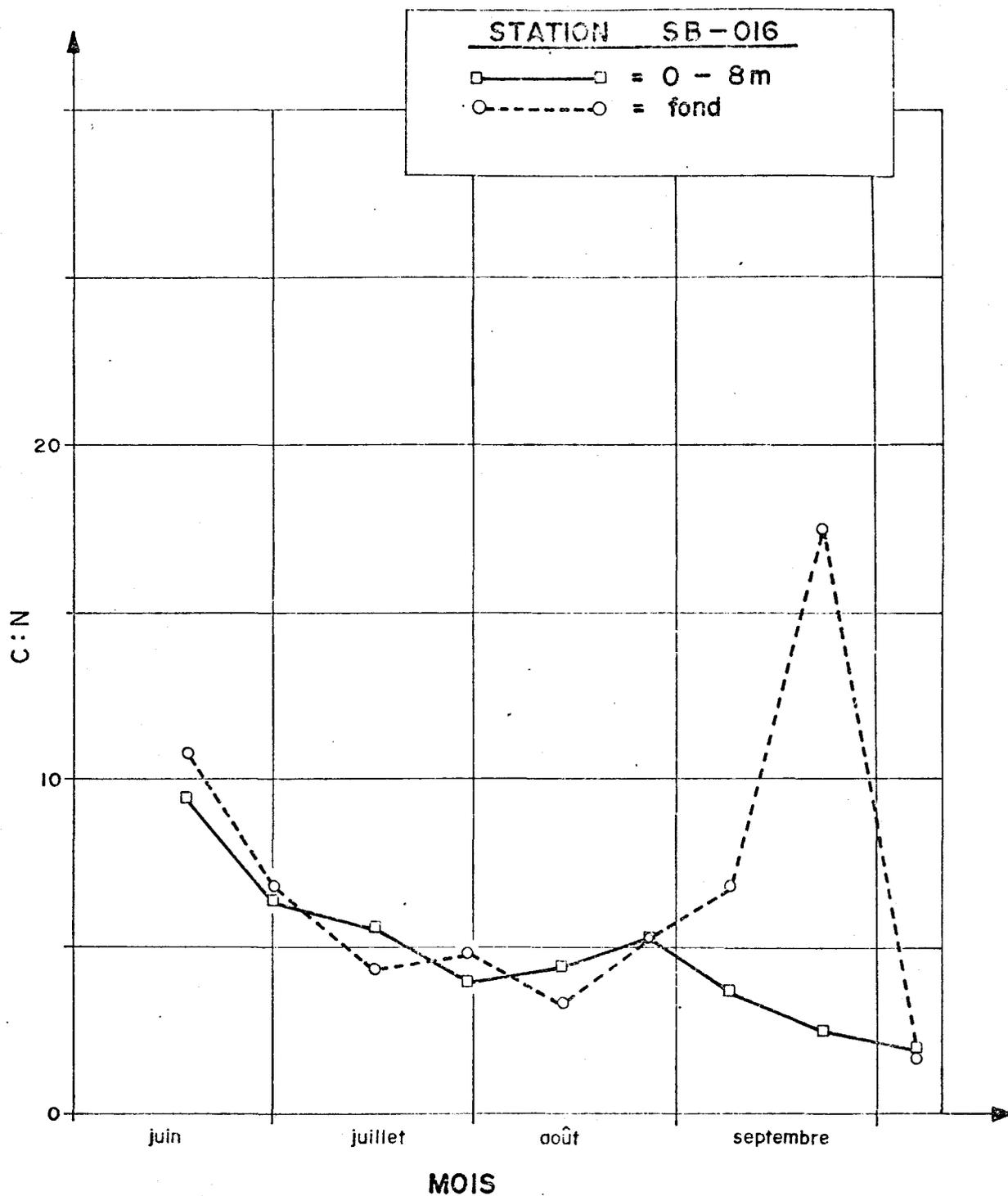


FIGURE 6.20 : Rapport C:N pour la matière particulaire ( $>1\mu$ ) dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.

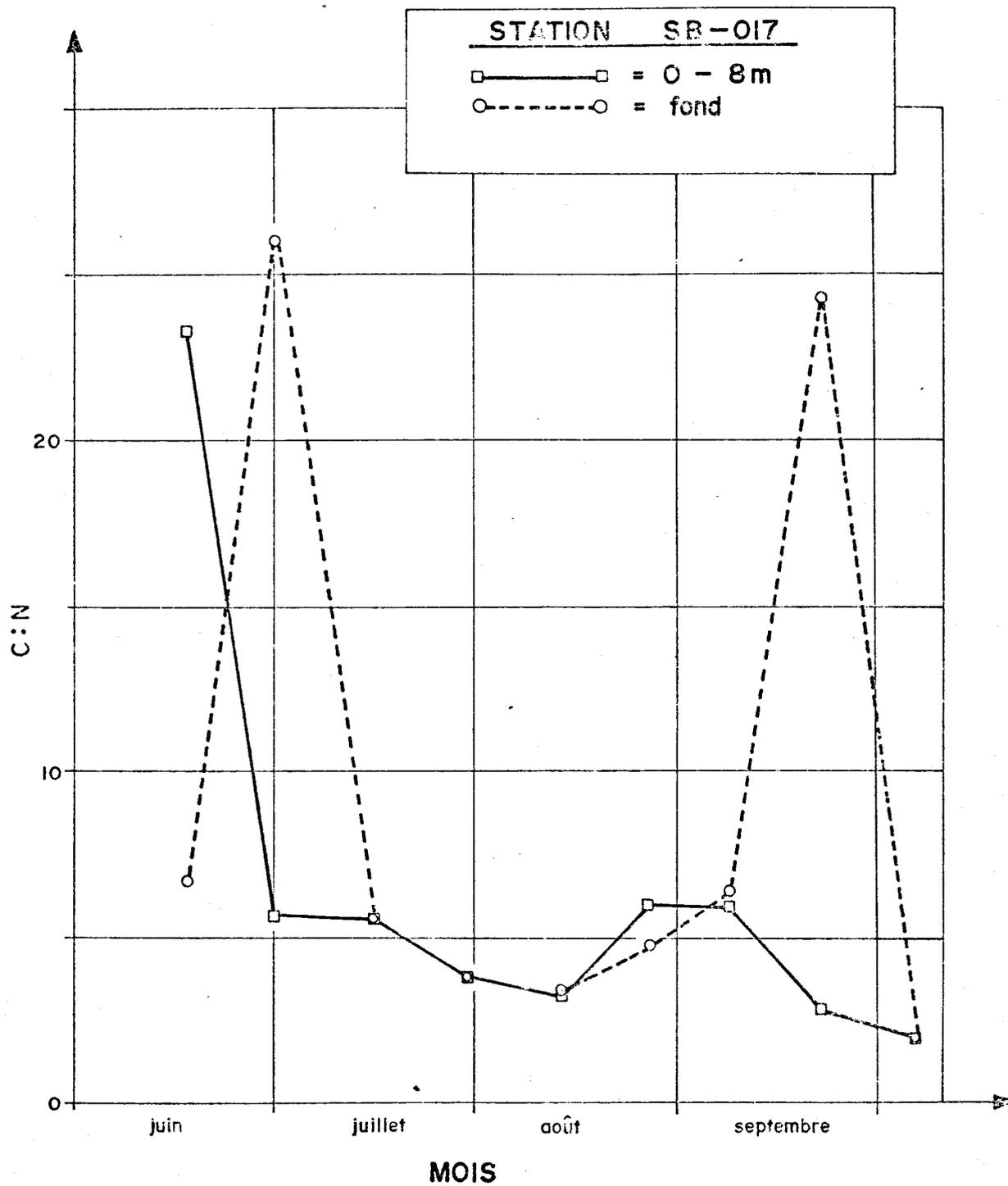


FIGURE 6.21 : Rapport C:N pour la matière particulaire (>1 $\mu$ ) dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.

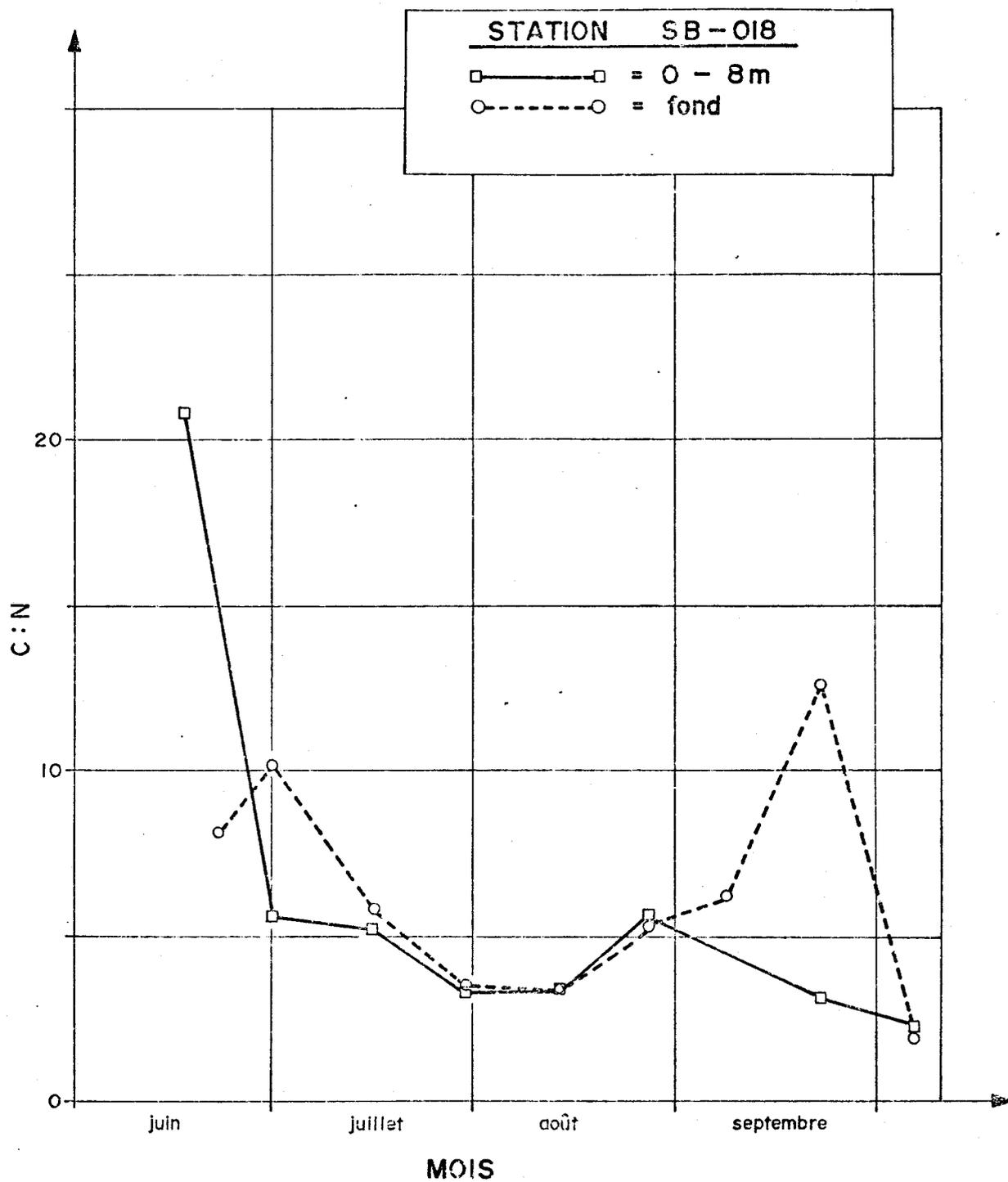


FIGURE 6.22 : Rapport C:N pour la matière particulaire (>1 $\mu$ ) dans les eaux du lac Nathalie, été 1976.

6.6 Références Bibliographiques

- ARTHUR, C.R. and F.H. RIGLER. (1967). "A possible source of error in the  $^{14}\text{C}$  method of measuring primary productivity". *Limnol. Oceanogr.*, 12: 121-126.
- AUSMUS, B.S. (1975). "The use of ATP assay in terrestrial decomposition studies". *Bull. Ecol. Res. Comm.*, 17: 223-234.
- BERTRAND, B.R., D.J. BONIN, P.L. LA BORDE et S.Y. MAESTRIN. (1972). "Variations de quelques facteurs estimatifs de la biomasse et en particulier de l'ATP chez plusieurs algues marines planctoniques". *Mar. Bio.*, 13: 338-348.
- BREZONIK, P.L., F.X. BROWNE and J.C. FOX. (1975). "Application of ATP to plankton Biomass and Bioassay studies". *Water Research*, 9(2): 155-162.
- BURNISON, B.K. (1974). "Microbial ATP Studies". Centre Canadien des eaux intérieures. Tech. rep. et communication personnelle.
- BUSH, V.N. (1974). "The rapid quantitation of the filamentous Blue-green Algae Plectonema boryanum by the luciferase assay for ATP". NASA CR-140486.
- CAVARI, B. (1976). "ATP in Lake Kinneret, Indicator of microbial biomass or of plankton deficiency". *Limnol. Oceanogr.*, 21: 231-236.
- CHEER, S., J.H. GENTILE and C.S. HEGRE. (1974). "Improved methods for ATP analysis". *Anal. Biochem.*, 60: 102-114.
- COHR, W.E. and C.E. CARTER. (1950). "The Separation of ATP by ion-exchange and paper chromatography". *J. Amer. Chem. Soc.*, 72: 4273.
- CRANSTON, R.E. and D.E. BUCKLEY. (1972). "The application and performance of microfilters in the analysis of suspended particulate matter". Report BI-R-72-7 Atlantic Geoscience Center. Bedford Inst. of Oceanography.
- DELEO, P. and G. GIOVANNOZZI-SERMANNI. (1968). "Interference of myokinase in the determination of ATP by luciferase assay". *Biochim. Biophys. Acta*, 170: 208-210.
- DE MARCH, L. (1975). "Nutrient budgets for a high arctic lake (Char Lake NWT)". *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19: 496-503.
- ERNST, W. (1970). "ATP als Indikator für die Biomasse mariner Sedimente *Oecologia*". 5: 56-60.
- FORREST, W.W. (1965). "ATP pool during growth cycle in Streptococcus faecalis". *J. Bacteriol.*, 90: 1013-1018.

- GOLBSBY, R.A. (1967). "Cells and Energy". MacMillan Co. New York, N.Y., p. 23.
- HAMILTON, R.D. and O. HOLM-HANSEN. (1967). "Adenosine triphosphate content of Marine Bacteria". *Limnol and Oceanogr.*, 12: 319-324.
- HEINLE, D.R., D.A. FLEMER, J.F. USTACH and R.A. MURTAGH. (1974). "Contributions of Tidal Wetlands to estuarine food Chains". Tech. Rep. 29, Center for Environmental and Estuarine Studies, Univ. Maryland.
- HOLM-HANSEN, O. (1970). "ATP levels in Algal cells as influenced by environmental conditions". *Plant and Cell physiol.*, 11: 689-700.
- HOLM-HANSEN, O. and C.R. BOOTH. (1966). "The measurement of ATP in the ocean and its Ecological significance". *Limnol. Oceanogr.*, 11(4): 510-519.
- HOLM-HANSEN, O. (1972). "The distribution and Chemical composition of particulate material in marine and fresh waters". In "Proceedings of the IBP-UNESCO symposium" Detritus and its role in aquatic ecosystems Pallanza, Italy, May 23-27. *Mem. Ist. Ital Idrobiol.*, 29.
- HUTCHINSON, G.E. (1957). "A treatise on Limnology". Part. 1: "Geography, Physics and Chemistry". John Wiley and Sons Inc., New York, N.Y.
- JONES, H.G. et E. KEIGHAN. (1976). "Concentrations de l'ATP dans les eaux du Golfe St-Laurent". (en préparation).
- KARL, D.M. and P.A. LAROCK. (1975). "ATP measurements in soil and marine sediments". *J. Fish Res. Board Can.*, 32: 599-607.
- LEE, C.C., R.F. HARRIS, J.K. SYERS and D.E. ARMSTRONG. (1971). "ATP content of Selenastrum Capricornutum". *Applied microbiol.*, 21: 957-958.
- LEHINGER, A.L. (1970). In *Bioenergetics*, W.A. Benjamin, New-York, N.Y.
- MACKINNON, M.L. (1975). "Use of ATP as a Biological indicator in experimental Ecosystems Undergoing Natural and Stress Conditions". Rapport non publié, Centre Canadien des eaux Intérieures.
- MANN, K.H. (1972). "Macrophyte production and detritus food chains in coastal waters". in "Detritus and its role in aquatic ecosystems". Proceedings of the IBP-UNESCO Symposium. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 29.
- McELROY, W.D. and A. GREEN. (1956). "Function of Adenosine Triphosphate in the activation of Luciferin". *Arch. Biochem. Biophys.*, 64: 257-271.
- ODUM, E.P. and A.A. DE LA CRUZ. (1967). "Particulate organic detritus in a Georgia salt marsh-estuarine ecosystem". In: G.H. Lauff (ed). *Estuaries*, 383-388. Amer. Ass. Adv. Sci. Publ. 83, Washington, D.C.

- PAERL, H.W., R.C. RICHARDS, R.L. LEONARD et C.R. GOLDMAN. (1975). "Seasonal nitrate cycling as evidence for complete vertical mixing in Lake Tahoe, California-Nevada". *Limnol. Oceanogr.*, 20(1): 1-8.
- PAMETAT, M.M. and H.R. SKJOLDHAL. (1974). "Dehydrogenase activity and ATP concentration of marine sediments in Lindaspøllene Norway". *Sarsia*, 56: 1-11.
- PATTERSON, J.W., P.L. BREZONIK and H.D. PUTNAM. (1970). "Measurement and significance of ATP in activated sludge". *Environment Sc. and Tech.*, 4 (7): 569-575.
- PLATT, T. and D.V. SUBBA-RAO. (1970). "Primary production measurements on a natural Plankton Bloom". *J. Fish. Res. Board Can.*, 27: 887-889.
- RADNEY, J.C. (1974). "Measurement of zooplankton biomass by C. analysis for application in sound scattering models". Masters thesis, Naval post-graduate School, Monterey, California.
- RAMUSSEN, H. and R. NIELSEN. (1968). "An improved analysis of ATP by the luciferase method". *Acta. Chem. Scand.*, 22: 1745-1756.
- ROBERTSON, A.M. and R.S. WOLFE. (1970). "Adenosine Triphosphate Pools in methanobacterium". *J. Bacteriol.*, 102: 43-51.
- RUDD, J.W.M. and R.D. HAMILTON. (1973). "Measurement of adenosine triphosphate (ATP) in two precambrian shield lakes of Northwest Ontario". *J. Fish. Res. Board Can.*, 30: 1537-1546.
- SHARP, J.H. (1974). "Improved analysis for particulate organic carbon and nitrogen in seawater". *Limnol. Oceanogr.*, 19: 984-989.
- ST-JOHN, J.B. (1970). "Determination of ATP in *Chlorella* with the luciferin-luciferase enzyme system". *Anal. Biochem.*, 37: 409-416.
- STRANGE, R.E., H.E. WADE and F.A. DARK. (1963). "Effect of starvation on ATP concentrations in *Aerobacter aerogenes*". *Nature*, 199: 55-67.
- SUTCLIFFE, W.H., E.A. ORR and O. HOLM-HANSEN. (1976). "Difficulties with ATP measurements in inshore waters". *Limnol. Oceanogr.*, 21: 145-149.
- SYRETT, P.J. (1958). "Respiration rate and internal ATP concentrations in *Chlorella*". *Arch. Biochem. Biophys.*, 75: 117-121.
- ULEHLOVE, B. (1971). "Decomposition and humification of plant material in the vegetation of *stratiotes aloides* in Northwestern Overijssel Holland". *Hydrobiol.*, 12: 279-285.
- VAN DYKE, K., R. STITZEL, T. McCLELLAN and C. SZUSTKIEWICZ. (1969). "An automated Procedure for the sensitive and Specific determination of ATP". *Clin. Chem.*, 15: 3-14.

- VOLLENWEIDER, R.A., M. MUNAWAR and P. STADELMANN. (1974). "A comparative review of Phytoplankton and Primary Production in the Laurentian Great Lakes". *J. Fish Res. Board Can.*, 31: 739-762.
- WANGERSKY, P.J. (1974). "Particulate organic carbon, Sampling variability". *Limnol. Oceanogr.*, 19: 980-984.
- WETZEL, R.G. (1971). "The role of carbon in Hard-Water Marl Lakes". In "Nutrients and eutrophication". G.E. Likens (ed), Amer. Soc. Limnol. Oceanogr. Symposium, 1: 84-97.
- WETZEL, R.G., P.H. RICH, M.C. MILLER and H.L. ALLEN. (1972). "Metabolism of dissolved and particulate detrital carbon in a temperate hard-water lake". *Proceedings of the IBP-UNESCO Symposium*. Detritus and its role in aquatic ecosystems. Pallanza, Italy, May 23-27, Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 29.
- WETZEL, R.G. and A. OTSUKI. (1974). "Allochthonous organic carbon of a marl lake". *Arch. Hydrobiol.* 73: 35-56.
- WETZEL, R.G. and P.H. RICH. (1973). "Carbon in freshwater systems". In "Carbon and the biosphere". Q.M. Woodwell and E.V. Pecan (Eds), 24th Brookhaven Symposium in Biology. U.S. Atomic Energy Commission CONF-720510 Nat. Technical Information Service, Springfield, Virginia.
- WETZEL, R.G. (1975). *Limnology*. W.B. Saunders Company, Philadelphia, London and Toronto.



CHAPITRE 7

LE POTENTIEL DE FERTILITE

P. Couture



## 7.1 INTRODUCTION

Au cours de la dernière décennie, le Québec a vu naître un nombre croissant d'ouvrages hydro-électriques sur son territoire. Ces ouvrages, bien que conçus pour répondre aux exigences de plus en plus importantes des différents utilisateurs, ne sont pas sans avoir des répercussions au niveau des différents écosystèmes touchés.

Le besoin d'une connaissance plus précise des différents phénomènes de contrôle de la production de ces écosystèmes a assuré la mise en marche d'un nombre important d'études. Ces études ont essayé ou essaieront, à l'aide de l'utilisation de différents types de paramètre, tant biologiques que physico-chimiques, de disséquer les multiples composantes du système et tenteront de mieux percevoir leur évolution occasionnée par différents types d'impacts.

Au niveau de l'environnement aquatique, l'utilisation d'indicateurs biologiques apporte une meilleure compréhension des phénomènes qui en contrôlent et en caractérisent la production. Toute une gamme d'indicateurs, largement discutés à l'intérieur de la littérature scientifique, est maintenant accessible. Un choix efficace, basé sur les buts et priorités du programme d'études envisagé, doit donc être fait.

Ainsi différentes rencontres, impliquant des représentants de la Société d'énergie de la baie James (SEBJ-environnement) et des représentants de l'Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau), servirent de base à l'élaboration, au début du mois de mars 1976, d'un plan d'action permettant l'étude en laboratoire du potentiel de fertilité des eaux de quatre stations situées sur le lac Nathalie (chapitre 2). Les deux parties fixèrent dès lors des objectifs à court et à moyen terme d'un plan d'étude. *A court terme*, pour cette première année, le principal objectif consistait à vérifier l'efficacité de la mesure du potentiel de fertilité en tant que paramètre capable de suivre l'évolution de la production micro-biologique des eaux du lac Nathalie. Si les mesures faites rencontraient cette exigence, le plan d'étude prévoyait, *à moyen terme*, l'incorporation de ce paramètre à l'intérieur du programme du réseau de surveillance de la SEBJ.

Le présent rapport vise uniquement à discuter les résultats des travaux effectués afin de remplir les objectifs à court terme du plan d'étude. Les résultats acquis au cours de cette première année d'étude verront à suivre l'évolution du potentiel de production primaire du milieu à l'aide:

- 1- de la détermination des niveaux d'enrichissement du facteur chimique de contrôle de la production primaire;
- 2- de l'identification du facteur chimique de contrôle;
- 3- de la mise en évidence de la présence de substances toxiques;
- 4- des dosages biologiques du phosphore.

## 7.2 PROBLEMATIQUE

### *Généralités*

Les problèmes engendrés par les différentes formes d'utilisation de la ressource eau contraignent les utilisateurs à être prudents quant aux modifications que peuvent entraîner leurs actions sur la qualité du milieu aquatique. Afin d'être en mesure de suivre l'évolution de la ressource suite à une intervention, les autorités établissent habituellement une action à deux niveaux:

- *niveau contrôle*: établissement de critères capables de suivre l'évolution globale de la qualité;
- *niveau recherche*: compréhension des mécanismes impliqués.

C'est précisément pour répondre aux exigences du *niveau contrôle* qu'en 1968 un groupe de travail composé d'éléments provenant des industries et du gouvernement des Etats-Unis reconnaissait le besoin de l'utilisation des bioessais et recommandait l'application du test de fertilité (EPA, 1970). Les principaux critères qui ont servi aux choix de ce paramètre étaient les suivants:

- 1- exécution simple pour les techniciens;

- 2- l'équipement requis est économique et simple;
- 3- les résultats sont précis et reproductibles;
- 4- les résultats obtenus sont applicables avec jugement au milieu naturel.

Durant les années 1969 et 1970 ce test fut évalué et amélioré par un groupe de neuf laboratoires différents représentant les milieux gouvernementaux, industriels et universitaires.

#### *Définition de la mesure*

Le potentiel de fertilité est un paramètre biologique qui mesure la capacité d'une eau à supporter la croissance d'un organisme autotrophe témoin (*Selenastrum capricornutum*). Chiaudani et Vighi (1974) définissent en effet ce paramètre comme une mesure pouvant déterminer la production d'algues du milieu lorsqu'aucun facteur autre que les substances nutritives n'en limite la production.

La mesure du potentiel de fertilité est déterminée à l'aide d'une technique de bioessai utilisant une population d'algues cultivée en laboratoire *Selenastrum capricornutum*; les analyses sont effectuées en "batch".

Ce type d'essai biologique développé par des chercheurs de l'*Environmental Protection Agency* des Etats-Unis (EPA, 1970; 1971a;

1971b) a été originalement conçu pour répondre aux exigences suivantes:

- 1- caractérisation d'une eau en déterminant sa sensibilité à l'enrichissement et en évaluant son niveau nutritionnel;
- 2- caractérisation de la nature (auxinique ou toxique) des substances ajoutées à une eau à partir de leurs effets observés sur la croissance d'une population d'algues;
- 3- évaluation de l'effet du processus de traitement des eaux.

Par la suite, différents chercheurs ont utilisé le test de fertilité en exploitant les possibilités du test pour suivre l'évolution du niveau d'enrichissement du milieu ou encore pour caractériser le niveau trophique de la ressource. D'autres auteurs ont utilisé le test afin de mettre en évidence la présence de substances toxiques à l'intérieur du milieu aquatique. L'énumération de tous ces travaux serait ici trop longue; nous nous contenterons d'en énumérer quelques uns:

#### 7.2.1 Substances nutritives

Parmi les travaux visant à suivre l'évolution des niveaux

d'enrichissement, citons par exemple, ceux de Toerien et Steyn (1973) qui utilisent ce test pour suivre l'évolution du niveau nutritionnel d'un réservoir et en estimer par la suite le niveau trophique des eaux. Bombowna et Bucka (1972) comparent les niveaux d'enrichissement de quatre rivières; alors que les résultats des analyses physico-chimiques semblaient montrées des eaux de même composition, les essais biologiques révélaient des différences significatives. Miller *et al.* (1974) et Chiaudani et Vighi (1974) ont établi une relation significative entre les niveaux trophiques de différents lacs et la mesure du potentiel de fertilité. Greene *et al.* (1975) comparent les mesures du potentiel de fertilité obtenues sur des échantillons du bassin de la rivière Snake avec les différents niveaux de productivité établis par Miller *et al.* (1974). Enfin signalons les travaux de Greene *et al.* (1976) qui établissent une relation mathématique entre les concentrations d'algues obtenues avec *Selenastrum capricornutum* à l'aide du test de fertilité et la biomasse d'algues indigènes mesurée dans le lac Washington; cette relation est considérée comme étant un outil apte à prévoir la biomasse du phytoplancton dans un milieu naturel. Signalons enfin un rapport de l'EPA (1975) qui décrit différents ouvrages utilisant le test de fertilité aux différentes fins se rapportant aux trois exigences décrites précédemment.

### 7.2.2 Substances toxiques

Le test de fertilité est aussi utilisé pour mettre en évidence la présence de substances toxiques dans le milieu. Différents chercheurs (EPA, 1970; EPA, 1975; Greene *et al.*, 1975; Shiroyama *et al.*, 1976; Wang, 1974) utilisent un tel test pour caractériser la présence de substances toxiques dans le milieu.

### 7.2.3 Problèmes d'interprétation vis-à-vis le milieu

Bien qu'il semble y avoir un lien direct entre la mesure du potentiel de fertilité et le niveau d'enrichissement des eaux et conséquemment leur niveau de production primaire, il n'en reste pas moins qu'il faille être très prudent quant à la signification de ce paramètre vis-à-vis l'activité des producteurs primaires dans le milieu. La mesure du potentiel de fertilité demeure en réalité une mesure indirecte de la production primaire du milieu; comment par exemple établir une relation entre le potentiel de fertilité d'un échantillon d'eau dont la production est contrôlée par l'azote et la production du milieu naturel? L'établissement d'une telle relation aurait pour effet de minimiser la valeur réelle de la production "in situ"; en effet les populations d'algues dominantes dans ces eaux sont habituellement des populations capables de fixer l'azote atmosphérique et donc de dépasser le niveau de production de l'algue verte

utilisée à l'intérieur du test de l'EPA.

Cette limitation dans l'interprétation des résultats de la mesure nous est surtout dictée par la nature même des organismes phytoplanctoniques, en effet comme le précisent Wang *et al.* (1972) cette classe d'organisme qui se situe à la base de la chaîne alimentaire est le reflet immédiat de l'état nutritionnel du milieu aquatique. Ainsi à cause de leurs caractéristiques physiologiques et métaboliques, ces organismes demeurent en étroite relation avec le milieu qu'ils utilisent et tout changement pouvant perturber ce milieu aura des répercussions au niveau du métabolisme et de la physiologie de ces organismes. Lund (1959) rapporte en effet, qu'une population naturelle d'algues placée dans un milieu de culture évoluera de façon différente; en effet les algues de petites dimensions telles *Chlorella*, *Synedra*, *Nitzschia* et *Scenedesmus* deviendront rapidement dominantes même si elles revêtaient une importance secondaire dans le milieu naturel. Fitzgerald (1972) mentionne de plus que la micro-flore originale d'un échantillon d'eau est sujette à des variations à l'intérieur des populations; en effet plusieurs auteurs ont noté par exemple un développement préférentiel des épiphytes lorsqu'on modifiait la structure physique du milieu.

#### 7.2.4 Possibilité de la technique

L'utilisation d'un essai biologique tel que conçu par l'EPA trouve surtout son domaine d'application en tant que paramètre capable de mettre en évidence la présence de substances susceptibles d'avoir un effet d'enrichissement ou encore d'intoxication sur le milieu aquatique. Dans ces domaines les analyses physico-chimiques tendent à donner une image physique ou chimique de la composition du milieu; la mesure du potentiel de fertilité donne simplement une signification biologique à l'image projetée par l'ensemble des paramètres physico-chimiques.

L'avantage des bioessais réside précisément dans la possibilité de différencier les formes chimiques qui sont assimilables et qui auraient un potentiel stimulateur ou inhibiteur sur la croissance d'un organisme autotrophe.

Différents auteurs ont ainsi utilisé ce test afin de mettre en évidence le potentiel de production de certaines eaux. Cullimore et McCann (1972) précisent en effet que l'avantage majeur de cette approche analytique est par exemple la possibilité de détecter la fraction assimilable de l'azote et du phosphore présent dans l'échantillon d'eau. Bombowna et Bucka (1972) nous rappellent de plus que la croissance des populations d'algues qui joue un rôle important dans les phénomènes d'eutrophisation n'est pas uniquement fonction des

concentrations d'azote et de phosphore; les composés organiques ainsi que les métaux traces auraient leur importance. L'analyse de tous ces composés requiert beaucoup de temps et de travail alors que l'utilisation d'un essai biologique nous permet d'estimer facilement la capacité du milieu à soutenir la croissance d'organismes autotrophes.

La détermination de la présence de substances toxiques à l'aide de technique chimique requiert aussi beaucoup de temps et de travail et ne nous renseigne en rien sur leurs effets biologiques; les mesures d'inhibition de croissance obtenues par les bioessais peuvent être utilisées pour caractériser les déchets industriels, les herbicides et autres substances selon leur effet potentiel sur la production primaire du milieu (Johnson *et al.*, 1970).

#### 7.2.5 Précision de la technique

Un autre aspect important de la technique est sa précision. L'EPA a entrepris une série de tests à cette fin afin de vérifier la reproductibilité des résultats entre huit laboratoires (EPA, 1971a). Pour ces chercheurs, l'étroite conformation des moyennes montre la fiabilité et la reproductibilité des mesures obtenues (figure 7.1 et 7.2). Notons toutefois que l'intervalle de confiance autour des moyennes est plus étendue pour le milieu synthétique à faible concentration en substances nutritives (figure 7.2, médium D); ce phénomène

suggère une précision moins grande de la technique pour ce milieu.

Un autre rapport de l'EPA (1971b) établissait à  $\pm 15\%$  (coefficient de variation) la précision acceptable pour ce type d'essai biologique. Cette précision a été déterminée en considérant les études de l'EPA entreprises au cours des années 1970 et 1971.

#### 7.2.6 Sensibilité

La revue de littérature effectuée présente des valeurs de potentiel de fertilité variant entre 0.02 mg d'algues par litre (Miller *et al.*, 1974) et 248 mg d'algues par litre (Katko, 1975).

La sensibilité de la technique a été éprouvée surtout à l'intérieur d'expériences visant à détecter des faibles concentrations de substances nutritives. Payne (1975) obtient des variations significatives de croissances d'algues avec des ajouts de 1  $\mu\text{g}$  de P/1 dans des échantillons d'eau de Split Rock Lake. Miller *et al.* (1974) prétendent que ces essais biologiques répondent à des concentrations d'azote, de phosphore et d'autres éléments stimulateurs de croissance, inférieures aux concentrations facilement détectables par les analyses chimiques standards. Ainsi le test de fertilité deviendrait un outil particulièrement important à l'intérieur des programmes d'études visant à déterminer les niveau d'enrichissement en substances nutritives

des eaux oligotrophes; en effet, les concentrations de phosphore à l'intérieur de ces eaux sont habituellement inférieures aux limites de détection des appareils (Payne, 1975: limite de détection = 2 µgP/l; Laboratoire de Procter and Gamble, 1975, dosage au molybdate).

Cependant l'augmentation du coefficient de variation des mesures observées sur des milieux de culture pauvres en substances nutritives (EPA, 1971a) est susceptible d'engendrer des problèmes de précision; lorsque le test est utilisé pour des milieux pauvres en éléments nutritifs. De plus à l'intérieur de la présente étude il nous a été impossible de doser des concentrations d'algues inférieures à 0.1 mg/l.

En effet si l'on établit la biomasse d'une algue à  $1.6 \times 10^{-8}$  mg selon les relations suivantes:

- a) calcul de la biomasse de cellules produites par le milieu PAAP

$$183^* \times 0.43^{**} \approx 80 \text{ mg/l}$$

- \* concentration de phosphore (µg/l)  
 \*\* facteur de conversion (Greene *et al.*, 1975)

- b) nombre moyen de cellules produites à l'intérieur du milieu PAAP

$$5 \times 10^9 /l \text{ (EPA, 1971a)}$$

c) poids d'une cellule

$$\frac{80}{5 \times 10^9} 1.6 \times 10^{-8} \text{ mg}$$

l'on conçoit qu'il faille au moins 6,000,000 algues/l ou 6,000 algues/ml pour obtenir une biomasse au moins égale à 0.1 mg/l. Compte tenu du bruit de fond constitué par la quantité de particules en suspension établit habituellement ici autour de 20,000 particules par ml, il devient alors difficile d'observer des variations significatives pour des concentrations d'algues inférieures à 6,000 algues par ml. La technique de comptage utilisée ici perd ainsi son pouvoir de résolution aux concentrations inférieures à 0.1 mg d'algues par ml.

*En résumé*

La mesure du potentiel de fertilité nous apparaît comme un paramètre abiotique capable

- 1- de définir l'état d'enrichissement du milieu en substances nutritives;
- 2- de mettre en évidence la présence de substances toxiques.

Le test de fertilité nous permet de plus d'évaluer le potentiel de biodisponibilité des substances nutritives et toxiques pour les producteurs primaires. La précision du test ( $CV = 15\%$ ) a été évaluée comme étant acceptable pour un essai biologique par les chercheurs de l'EPA (1971b).

### 7.3 METHODOLOGIE

#### 7.3.1 Prélèvements

Les prélèvements ont été effectués aux différentes stations selon un protocole établi par l'INRS-Eau et par une équipe de la SEBJ-environnement (voir chapitre 2). La cédule d'échantillonnage avait été fixée de façon à augmenter la fréquence des prélèvements durant les périodes de crues (printemps-automne). Dû à certains problèmes rencontrés, cette cédule n'a pas été respectée; toutefois une fréquence d'échantillonnage bimensuelle fut maintenue durant toute la période d'étude. De plus, les prélèvements spéciaux synchronisés avec les activités des autres équipes (ATP, chlorophylle, potentiel autotrophe et hétérotrophe) furent aussi réalisés.

Aussitôt prélevés, les différents échantillons étaient conservés à l'obscurité et à la température de la glace fondante; ils étaient par la suite acheminés le plus rapidement possible, à l'intérieur de glacières, vers les laboratoires de l'INRS-Eau à Québec.

#### 7.3.2 Techniques de caractérisation

Afin de rencontrer les objectifs de la présente étude (voir section 1: Introduction), les échantillons d'eau ont été soumis à

différents tests. La fréquence des tests a été établie en tenant compte de la nature et de l'importance de chacun d'eux à l'intérieur du programme d'étude. Un schéma récapitulatif (figure 7.3) détermine les différents tests ainsi que leur fréquence prévue. Certains problèmes ont toutefois entraîné des changements mineurs à cette cédule (figure 7.3: comparer fréquence d'analyse prévue vs fréquence d'analyse réalisée).

### 7.3.3. Potentiel de fertilité

Ce n'est que récemment que la mesure du potentiel de fertilité fut introduite, dans le cadre de différents programmes de limnologie et de potamologie du bassin versant de la Grande Rivière. Cette technique a été développée par l'*Environmental Protection Agency* des Etats-Unis (EPA, 1971b) et a été adaptée aux besoins des utilisateurs québécois par l'INRS-Eau (INRS-Eau, 1976).

Ce type de bioessai, réalisé à l'aide d'une population allochtone d'algues (*Selenastrum capricornutum*), mesure le potentiel d'une eau à supporter la croissance d'organismes photo-autotrophes. Skulberg (1964) a résumé les divers avantages de l'utilisation de cette espèce d'algue pour un tel test. Notons, entre autres choses, sa distribution particulièrement étendue: l'algue se retrouve à la fois dans des eaux oligotrophes et dans des eaux eutrophes.

La technique utilisée consiste essentiellement à prendre un échantillon d'eau stérilisée (eau non filtrée) et à y ensemercer une souche d'algues (*Selenastrum capricornutum*: 5,000 algues/ml). La souche utilisée ici provient du "Pacific Northwest Water Laboratory" Corvallis, Oregon. La souche est repiquée à toutes les deux semaines et seules les cultures en phase de croissance exponentielle servent d'inoculum. Les conditions d'incubation des échantillons d'eau sont les suivantes: 16 heures de photo-période (5,400 lux), suivie par une période d'obscurité (8 heures),  $24 \pm 2^{\circ}\text{C}$ . Les échantillons inoculés sont agités à la main tous les jours et la population d'algues est mesurée à la fin de la période d'incubation (21 jours) à l'aide d'un compteur de particules (Coulter Counter Model ZB, cellule de  $100\mu$ ).

#### Transformation du nombre de cellules en biomasse

Comme nous venons de le mentionner, la mesure du potentiel de fertilité est faite à l'aide d'un compteur de particules: la valeur ainsi obtenue s'exprime en quantité de particules par millilitre. Cette valeur (nombre de cellules/ml) est par la suite transformée en biomasse (mg d'algues/litre) à l'aide d'une constante établie à chaque campagne de mesures. Celle-ci est calculée à partir d'une suite d'opérations qui consistent:

- a) à déterminer le nombre de cellules produites (X)  
à l'intérieur d'un milieu de culture témoin (PAAP);
- b) à trouver la correspondance en biomasse pour ce nombre  
de cellules selon la relation établie par Greene *et al.*  
(1975):

$$0.43 \times 186 = 80 \text{ mg/l}$$

où: 0.43 = quantité d'algues produites pour  
chaque  $\mu\text{g}$  de P;

186 = concentrations en P ( $\mu\text{g/l}$ ) dans le  
milieu de culture;

- c) à établir la constante:

$$k = \frac{80}{X}$$

#### Coefficient de variation

Afin de déterminer la précision de chaque mesure, la détermination du potentiel de fertilité d'un échantillon d'eau requiert un test effectué en triplicata où les coefficients de variation sont calculés d'après la relation suivante:

$$CV = \frac{S_x}{\bar{X}}$$

où CV = coefficient de variation (%);

$S_x$  = écart-type;

$\bar{X}$  = moyenne arithmétique.

Pour un CV < 20%, la valeur du potentiel de fertilité est établie d'après la moyenne arithmétique des trois mesures. Pour un CV > 20%, les trois valeurs sont alors rejetées.

L'ensemble des valeurs des potentiels de fertilité présentées à l'intérieur de ce rapport ont été calculées selon cette technique; seules les moyennes arithmétiques caractérisées par un CV < 20% apparaissent aux différents tableaux.

#### *Indice d'enrichissement*

Les indices d'enrichissement (INRS-Eau, 1976) ont été définis à partir de la notion d'indices de productivité développées par Miller *et al.*, 1974. Quatre niveaux d'enrichissement des eaux en substances nutritives sont caractérisés:

---

<sup>1</sup>Potentiel de fertilité

faible	: si $PF^1 \leq 0.1$	mg d'algues/l;
moyen	: si $PF > 0.1$ et $\leq 0.8$	mg d'algues/l;
modérément élevé	: si $PF > 0.8$ et $\leq 6$	mg d'algues/l;
élevé	: si $PF > 6$	mg d'algues/l.

Ces indices permettent de caractériser la ressource; ils ont été appliqués aux lacs (Miller *et al.*, 1974) et aux rivières (Greene *et al.*, 1975; INRS-Eau, 1976).

#### *Facteur limitatif*

Le facteur chimique de contrôle de la production primaire est identifié par un essai biologique aussi développé par l'EPA (1971b). La technique consiste globalement à diviser l'échantillon d'eau à analyser en cinq sous-échantillons et à ajouter au premier de l'azote ( $0.7 \text{ mgN/l}$ ;  $\text{NaNO}_3$ ), au second du phosphore ( $0.060 \text{ mgP/l}$ ;  $\text{K}_2\text{HPO}_4$ ); au troisième un mélange d'azote et de phosphore ( $0.7 \text{ mgN/l} + 0.060 \text{ mgP/l}$ ), au quatrième un mélange d'éléments mineurs (mélange du milieu de culture PAAP: EPA, 1971) et à un cinquième de l'EDTA (acide éthylènediamine tétracétique:  $10 \mu\text{M}$ ). Les différents sous-échantillons sont inoculés, incubés et agités à la main tous les jours. La population d'algues est mesurée au bout de 21 jours et le ou les éléments (azote, phosphore, éléments mineurs, EDTA) qui provoquent la meilleure stimulation identifie le facteur chimique de contrôle de la production primaire.

L'intensité de la stimulation est calculée à partir de la valeur du coefficient de stimulation. Ce coefficient est calculé selon les relations suivantes:

$$N = \frac{PFn}{PF}$$

où: N = coefficient de stimulation de croissance avec un ajout d'azote;

PFn = potentiel de fertilité de l'échantillon d'eau enrichi avec 0.7 mgN/l;

PF = potentiel de fertilité de l'échantillon d'eau;

$$P = \frac{PFp}{PF}$$

où: P = coefficient de stimulation de croissance avec un ajout de phosphore;

PFp = potentiel de fertilité de l'échantillon d'eau enrichi avec 0.060 mgP/l;

$$NP = \frac{PFnp}{PF}$$

où: NP = coefficient de stimulation de croissance avec un ajout du mélange azote + phosphore;

PFnp = potentiel de fertilité de l'échantillon d'eau enrichi avec 0.07 mgN/l + 0.060 mgP/l;

$$M = \frac{PFm}{PF}$$

où: M = coefficient de stimulation de croissance avec un ajout d'éléments mineurs;

PFm = potentiel de fertilité de l'échantillon d'eau enrichi du mélange d'éléments mineurs (milieu de culture PAAP 30%: EPA, 1971);

$$E = \frac{PFe}{PF}$$

où: E = coefficient de stimulation de croissance avec un ajout d'EDTA;

PFe = potentiel de fertilité de l'échantillon d'eau enrichi d'EDTA.

### Toxicité

La mise en évidence d'un phénomène d'intoxication est faite ici à partir d'une approche développée à l'INRS-Eau (1976) et basée sur les observations faites par Miller *et al.* (1974) et Greene *et al.* (1975). Cette approche consiste à comparer la mesure du potentiel de fertilité obtenue avec la valeur du potentiel de fertilité théorique. Cette dernière valeur est calculée à partir de l'élément chimique de contrôle et représente la production théorique de l'échantillon d'eau. Cette valeur du potentiel de fertilité théorique est établie selon les équations suivantes:

$$\text{PFTn} = [\text{Nti}] \times 38 \text{ (Greene } et al., 1975)$$

$$\begin{aligned} \text{PFTp} &= [\text{Pti}] \times 430 \text{ si } [\text{Pti}] > 0.010 \text{ mgP/l (Greene } et al., 1975) \\ &= [\text{Pti}] \times 100 \text{ si } [\text{Pti}] \leq 0.010 \text{ mgP/l} \end{aligned}$$

où PFTn = potentiel de fertilité théorique calculé à partir des concentrations d'azote total inorganique;

[Nti] = concentration d'azote total inorganique (mgN/l);

PFTp = potentiel de fertilité théorique calculé à partir des concentrations de phosphore total inorganique;

[Pti] = concentration de phosphore total inorganique (mgP/l).

Le choix du paramètre à utiliser (PFTn ou PFTp) pour déterminer

la valeur du potentiel de fertilité théorique (PFT) se fait d'après l'identification du *facteur limitatif*.

Un phénomène d'intoxication sera mis en évidence lorsque la valeur du potentiel de fertilité mesuré est significativement inférieure à la valeur du potentiel de fertilité théorique.

#### *Dosage biologique du phosphore*

La détermination des concentrations de phosphore disponible pour les organismes producteurs primaires est considérée comme étant essentielle à l'acquisition d'une meilleure connaissance de la ressource eau. Le dosage des formes disponibles devient cependant problématique pour des régions où les eaux sont peu chargées en substances nutritives; la limite de détection des techniques analytiques habituellement utilisées nous empêche d'en déterminer les concentrations.

La technique utilisée ici est basée sur la relation mathématique, mentionnée à la section précédente, qui existe entre la biomasse d'algues et la concentration de l'élément chimique contrôlant la production primaire. Différents chercheurs, tels Forsberg et Forsberg, (1972), Payne (1973), Miller *et al.*, (1974), ont déjà utilisé à différentes fins cette relation à l'intérieur de différents tests

biologiques. De plus rappelons ici que Payne (1975) a montré la sensibilité de l'utilisation d'un test biologique en mesurant les concentrations d'algues (*Selenastrum capricornutum*) obtenues pour différentes concentrations de phosphore ajouté.

La détermination des concentrations en phosphore inorganique disponible sera effectuée à l'aide d'un essai biologique réalisé selon la méthode des ajouts dosés. Cette méthode consiste à ajouter, à différents sous-échantillons, différentes concentrations de phosphore et à mesurer la quantité d'algues produites (*Selenastrum capricornutum*) correspondant à chacun de ces ajouts. Une droite de régression est alors établie et la concentration de l'échantillon d'eau est lue à partir de l'intercept de l'axe des "x" qui définit les concentrations de phosphore ajouté (voir figure 7.4).

## 7.4 RESULTATS ET DISCUSSION

### 7.4.1 Potentiel de fertilité

#### *Observations générales*

Les mesures du potentiel de fertilité des échantillons d'eau, prélevés aux différentes stations du lac Nathalie, présentent d'importantes variations. Ces variations (tableaux 7.1, 7.2 et 7.3; figure 7.5: comparer les différentes valeurs de PF) montrent en effet une plage de variation des mesures de PF s'étalant entre <0.1 mg/l et 6 mg/l. Ces changements traduisent des variations significatives de l'état d'enrichissement en substances nutritives du milieu. Signalons de plus la précision des mesures effectuées qui présentent en général des coefficients de variation inférieurs à la norme acceptée pour un tel test (EPA, 1971b: CV < 15%).

#### *Variation dans le temps*

L'évolution des mesures de PF observées au cours de l'année montre la sensibilité de la technique à mettre en évidence l'augmentation ou la diminution des concentrations de substances nutritives du milieu. Ces variations reflètent l'impact de différents phénomènes sur la ressource.

### *Variations dans l'espace*

L'analyse de l'ensemble des PF donne peu de renseignement quant à l'évolution du niveau d'enrichissement à l'intérieur des différentes régions du lac. Le nombre trop faible de stations nous empêche de caractériser ces régions adéquatement.

### *Variations journalières et diurnes*

Les campagnes de prélèvements spéciaux nous permettent d'évaluer entre autres choses la variabilité temporelle à court terme de la mesure du PF. Ces analyses ont porté uniquement sur les eaux de la station SB-001 (intégré); les résultats apparaissent au tableau 7.3.

Les variations journalières observées au cours de cette période montrent peu de variations; le même phénomène est observé au niveau des variations diurnes.

### *Normes limites*

La caractérisation de la ressource eau en fonction de l'utilisation d'une norme où le critère serait la mesure du potentiel de fertilité a déjà été développée à l'INRS-Eau (1976). Ce concept a été élaboré à partir des concentrations limites d'azote et de phosphore à

tolérer dans les eaux naturelles afin d'éviter la prolifération de populations massives d'algues. Deux limites avaient alors été retenues pour l'azote inorganique (0.1 et 0.3 mgN/l) et pour le phosphore inorganique (0.009 et 0.027 mgP/l): dans chaque cas, la valeur inférieure correspondait à une concentration "acceptable", alors que la valeur supérieure représentait un "seuil critique" au-delà duquel on pouvait s'attendre à une surabondance de végétation aquatique. Ces valeurs ont par la suite été transformées en mesure de biomasse d'algues (voir équation section 7.3.3: *Toxicité*) et une zone critique correspondant à des concentrations situées entre 4 et 11 mg d'algues/l a été caractérisée.

La figure 7.5 montre la situation des PF mesurés aux différentes stations par rapport à cette zone critique. Aucune station ne présente des potentiels de fertilité situés au-delà de la zone critique (>11 mg d'algues/l); seuls les échantillons prélevés à la fin de l'été (fin août, début septembre) montrent des potentiels de fertilité voisins ou à l'intérieur de la zone critique ( $4 < PF < 11$  mg d'algues/l). L'ensemble des mesures se situe dans la zone inférieure (PF < 4 mg d'algues/l) à la zone critique et traduisent un niveau de concentration acceptable en substances nutritives. Notons de plus que 53 mesures sur 75 présentent des concentrations égales ou inférieures à 1 mg/l; signalons que cette concentration est habituellement mesurée pour des lacs dont la qualité de l'eau varie entre acceptable et très bonne pour

des lacs situés aux Etats-Unis (Katko, 1975). Même si cette norme est ici quelque fois dépassée nous croyons qu'il serait exagéré d'y voir des dangers d'eutrophisation; en effet la situation géographique des lacs de la baie James a un effet sur la température et sur la durée de la période où la production primaire est optimale.

#### *Résolution des mesures de PF*

Même si certains auteurs ont déjà mesuré des valeurs de PF aussi faibles que 0.02 mg/l il nous a été impossible d'atteindre cette sensibilité; en effet la technique utilisée ici nous empêche d'observer des variations significatives (> 15%) à des concentrations inférieures à 0.1 mg/l. L'utilisation d'une technique de comptage plus adéquate doit donc être envisagée. Nous recommandons à cet effet une filtration (membrane de 0.45 $\mu$ ) des échantillons d'eau après autoclavage afin d'éliminer le matériel particulaire qui interfère lors du comptage (Miller *et al.*, 1975). De plus la biomasse devra être déterminée à l'aide de la détermination du volume cellulaire moyen (Katko, 1975).

#### 7.4.2 Indices d'enrichissement

##### *Caractérisation de la ressource*

Miller *et al.* (1974) ont établi un rapprochement entre le niveau trophique de 49 lacs des Etats-Unis et leur mesure du potentiel de fertilité; quatre niveaux de productivité ont alors été caractérisés et ces niveaux ont été ainsi associés à quatre indices. L'indice "1" (productivité faible) s'apparentait au niveau trophique oligotrophe, l'indice "2" (productivité moyenne) était associé au niveau mésotrophe, les indices "3" et "4" (productivité moyenne et élevée) étaient identifiés au niveau trophique eutrophe. Ces indices ont été par la suite appliqués par Greene *et al.* (1975) à un milieu lotique (bassin de la rivière Snake).

L'INRS-Eau (1976) a récemment utilisé ces indices afin de caractériser les eaux des bassins des rivières Yamaska et Saint-François en développant le concept du "niveau d'enrichissement". Ces niveaux d'enrichissement nous permettent de caractériser la ressource en associant la mesure du potentiel de fertilité à celle d'un milieu dont le niveau trophique est déjà connu.

Un tableau récapitulatif présente l'incidence des différents indices d'enrichissement au cours de la période d'activité (tableau 7.4).

Les fréquences observées ne mettent pas en évidence de différences significatives entre les stations et semblent associer le niveau trophique du lac Nathalie à celui déjà rencontré pour des lacs oligotrophes, mésotrophes ou eutrophes. L'utilisation des indices d'enrichissement tel que développée par Miller *et al.* (1974) semble difficilement applicable ici. Il nous apparaît non réaliste d'associer les niveaux de production du lac Nathalie à celui d'un lac mésotrophe ou eutrophe.

#### 7.4.3 Facteur limitatif

L'évolution du facteur limitatif nous aide à mieux visualiser les variations de la composition chimique des eaux. De plus, l'identification du facteur chimique de contrôle de la production primaire contribue aussi à caractériser le niveau d'enrichissement des eaux. En effet, différents auteurs (Miller *et al.*, 1974; Chiaudani et Vighi, 1974) ont déjà remarqué que le phosphore limitait habituellement la production de lacs oligotrophes alors que l'azote contrôlait la production de lacs eutrophes.

#### *Composition chimique*

L'analyse de l'ensemble des coefficients de stimulation aux ajouts

d'azote et de phosphore distinguent deux types de stations. Le premier est identifié par les stations où les échantillons d'eau ont été prélevés en intégrant la colonne d'eau sur 8 mètres (tableau 7.5: SB-018-intégré, SB-001-intégré, SB-016-intégré). Dans ce groupe l'azote est rarement l'élément de contrôle<sup>1</sup> de la production primaire; en effet seulement 4 mesures sur 37 ont identifiées une stimulation significative de croissance à cet ajout (tableau 7.5: voir valeurs encerclées :  $N > 1.3$ ). Une seule station représente le deuxième type: la station SB-001 où les échantillons furent prélevés en profondeur (SB-001-fond). Cette station se caractérise des trois autres par le fait que l'azote apparaît comme facteur limitatif 4 fois sur un total de 13.

L'ensemble des stations présente toutefois des stimulations significatives aux ajouts de phosphore durant le printemps (tableau 7.5: valeurs de P pour les prélèvements de mai et de juin  $> 1.3$ ). Il est intéressant de plus de constater que durant les mois d'été et d'automne, les valeurs des coefficients de stimulation de P sont moins élevées. Un tel comportement suggère une variation de la composition chimique des eaux au cours de l'année.

D'autres éléments sont aussi susceptibles de jouer un rôle de contrôle sur la production primaire. Parmi ces éléments nous avons étudié l'importance des éléments mineurs ( $\mu$ -éléments) et des substances

---

<sup>1</sup>L'azote est l'élément de contrôle de la production d'un échantillon d'eau lorsqu'une stimulation significative à l'ajout est observée ( $N > 1.3$ ) concurremment à une absence de stimulation significative à l'ajout de phosphore ( $P < 1.4$ ).

toxiques inorganiques. Peu d'effets stimulateurs aux ajouts d'éléments mineurs et aux ajouts d'EDTA ont été observés (tableau 7.6: comparer les valeurs de PFm et PFe avec PF). Rappelons ici que l'EDTA est utilisé pour ces propriétés d'agent capable de complexer les substances toxiques inorganiques pour les rendre non disponibles et favoriser la croissance des algues.

Notons toutefois qu'un effet limitatif se manifeste pour les échantillons d'eau enrichie avec le mélange d'azote + phosphore (tableau 7.8: PFnp). Les faibles concentrations d'algues souvent mesurées dans ces échantillons (PFnp < 20 mg d'algues/l) traduisent en effet la présence d'un facteur de contrôle capable de limiter la croissance d'algues permise par les concentrations d'azote et de phosphore ajoutées (PFnp devrait être  $\geq$  20 mg d'algues/l).

Ce facteur de contrôle pourrait être associé à une carence du milieu en oligo-éléments et/ou en éléments majeurs autre que l'azote et le phosphore. Cette carence surviendrait nuire à un effet chimique (complexation des oligo-éléments par la matière organique) et/ou à un effet biologique (assimilation par des organismes photoautotrophes). Ces hypothèses nous sont suggérées par le fait que le phénomène de contrôle précédemment établi est rarement observé sur les échantillons prélevés au printemps alors que ces substances (oligo-éléments + éléments majeurs) sont plus abondantes dans le milieu.

Par contre, durant la période estivale, l'augmentation de l'activité phytoplanctonique a pour effet de réduire les stocks de substances disponibles ce qui a pour effet de provoquer une diminution de ces éléments dont les concentrations étaient déjà faibles. Ainsi l'addition d'azote et de phosphore à ces échantillons d'eau pourrait tout de même provoquer une stimulation significative de croissance de la population d'algues (tableau 7.5: NP > 1.3); toutefois, cette croissance est rapidement freinée par l'épuisement des stocks d'oligo-éléments et/ou d'éléments majeurs autre que l'azote et le phosphore (tableau 7.8: PFnp < 20)

#### *Caractérisation du niveau d'enrichissement*

L'utilisation de cette technique afin de caractériser les niveaux d'enrichissement comporte certains obstacles; comme nous l'avons mentionné précédemment, il existe une évolution de la composition chimique des eaux au cours de l'année. Dans le cas du lac Nathalie cette évolution se traduit par la présence de fortes valeurs des coefficients de stimulation aux ajouts de phosphore durant le printemps et de faibles valeurs durant la période estivale; de plus, nous avons déjà signalé qu'à cette époque l'azote devenait parfois l'élément de contrôle de la production (tableau 7.5). Il devient donc évident qu'il faille être prudent ici avant d'appliquer à cette étude les

conclusions de Miller *et al.* (1974) à savoir que le phosphore limite la production de lacs oligotrophes alors que l'azote contrôle la production des lacs eutrophes.

Cependant les conclusions tirées des travaux de Chiaudani et Vighi (1974) semblent mieux s'appliquer ici. En effet, pour eux il serait possible de classifier le niveau de production d'un lac à partir de l'identification de l'élément de contrôle limitant la production des échantillons d'eau prélevés durant le printemps. Leurs résultats montrent clairement qu'à cette époque le phosphore limite la production des eaux oligotrophes. L'utilisation de cette dernière technique nous apparaît mieux adapter à l'étude de l'évolution du niveau de production d'un réservoir; en effet, l'augmentation du niveau de production primaire du milieu au cours des années pourrait ainsi être suivie à partir de l'évolution de coefficient de stimulation aux ajouts de phosphore mesurés durant la période du printemps.

#### 7.4.4 Toxicité

L'identification de la présence de substances toxiques dans les échantillons d'eau du lac Nathalie est effectuée selon la technique déjà décrite à la section 3.2: *Toxicité*. Les valeurs calculées (PF théoriques) ainsi que les valeurs mesurées apparaissent aux tableaux 7.7 et 7.7a. Notons ici que les potentiels de fertilité théoriques ont été calculés à partir des concentrations de phosphore (tableau 7.7) ou d'azote (tableau 7.7a); le choix est effectué en fonction de l'élément (N ou P) qui a préalablement été identifié comme limitatif à la production des échantillons d'eau (section 7.3.3: *facteur limitatif*).

De plus il nous faut signaler qu'aux valeurs de PFTp ou PFTn (PF théorique calculé à partir des formes inorganiques de phosphore ou d'azote) viennent s'ajouter les valeurs de PFTpt ou PFTnt (PF théorique calculé à partir des formes de phosphore total et d'azote total: inorganique + organique). Les concentrations de phosphore ou d'azote organique constituent en effet un "pool" de substances plus ou moins disponibles pour les organismes autotrophes; ce "pool" est donc susceptible d'affecter la mesure de PF et doit être considéré dans le calcul de la mesure de PF théorique. Pour cette raison il est ici convenu de calculer les valeurs de PFTpt ou PFTnt (PF théorique calculé à partir des concentrations de phosphore ou d'azote

total); cette dernière valeur permet ainsi d'apporter une meilleure évaluation du potentiel de fertilité théorique.

L'analyse des valeurs présentées dans le tableau 7.7 et 7.7a ne montre pas en général les caractéristiques habituellement rencontrées lorsqu'un phénomène d'intoxication est manifesté. Un tel phénomène se manifeste lorsque les valeurs de PF théorique sont supérieures aux valeurs de PF mesurés. Une seule mesure rencontre cette exigence (tableau 7.7a: station SB-001 intégré, 14-07-76). Toutefois la limite de sensibilité des techniques utilisées pour doser le phosphore ( $7 \mu\text{gP/l}$ ) ou l'azote ( $20 \mu\text{gN/l}$ ) engendre automatiquement une imprécision au niveau du calcul des potentiels de fertilité théorique pour les concentrations inférieures à ces limites. Bref, les faibles concentrations d'azote et de phosphore, souvent inférieures aux limites de détection des techniques, nous empêchent d'établir clairement la valeur des PF théoriques et viennent nuire à l'identification d'un phénomène d'intoxication.

Signalons enfin que plusieurs valeurs de PF sont supérieures aux valeurs de PF théoriques (tableau 7.7 et 7.7a: voir les valeurs encadrées). Un tel phénomène met en évidence des problèmes relatifs à la précision des équations utilisées soit pour établir les PF théoriques soit pour établir la biomasse (PF mesuré) des cultures d'algues des échantillons d'eau.

#### 7.4.5 Dosage biologique du phosphore

L'utilisation de la technique des ajouts dosés (voir section 7.3.5 : *Dosage biologique du phosphore*) s'est avérée inefficace pour le dosage du phosphore disponible des eaux du lac Nathalie.

La composition chimique particulière des eaux à certaines périodes serait responsable des difficultés à appliquer cette technique pour la majorité des échantillons.

L'analyse des résultats obtenus montre que les enrichissements d'azote et de phosphore pratiqués n'ont que peu ou pas d'effet de stimulation sur la valeur de PF de plusieurs échantillons (ex.: tableau 4.9). Ce phénomène traduit la présence de facteur limitatif autre que l'azote et le phosphore (voir section 7.4.3: *Effets limitatifs*) qui vient interférer sur la valeur de PF des échantillons enrichis. Il devient alors difficile, voire même impossible, de déterminer les concentrations de phosphore disponible à partir de la droite de régression établie selon la méthode illustrée à la figure 7.4.

## 7.5 CONCLUSION

Dans le cadre des études effectuées au lac Nathalie, notre principal objectif consistait à vérifier l'efficacité de la mesure de PF à suivre l'évolution de la production microbiologique des eaux du lac Nathalie. Cette efficacité doit être perçue à travers les caractéristiques de sensibilité, de précision et de fiabilité de la technique à représenter l'image de la production réelle des eaux.

### *Sensibilité*

Il nous apparaît évident que le niveau de sensibilité de la technique peut être amélioré afin de détecter des concentrations aussi faibles que 0.02 mg d'algues par litre. A cet effet nous suggérons l'autoclavage suivi d'une filtration (Miller et al., 1975); la détermination de la biomasse sera faite à partir de la mesure du volume cellulaire moyen (Katko, 1975).

### *Précision*

La précision de la technique nous semble adéquate; les coefficients de variations sont en général conformes à la norme exigée (EPA, 1971b:  $CV \leq 15\%$ ).

### *Fiabilité*

La fiabilité de la technique à évaluer la production réelle des eaux reste cependant à déterminer. En effet nous avons déjà établi que la mesure de PF demeure un indice indirect pour déterminer le niveau de production des eaux. Il serait donc indispensable de confronter la mesure de PF avec une mesure de production "in situ" afin de connaître la relation  $PF \leftrightarrow$  production primaire.

### *En bref*

L'utilisation des mesures de PF au lac Nathalie a montré que ce paramètre serait susceptible de rencontrer les exigences requises pour être incorporé à l'intérieur d'un réseau de surveillance. Toutefois afin d'augmenter la résolution de cette technique et sa signification dans le milieu il reste indispensable d'apporter à la technique un certain développement basé sur les différentes modifications déjà mentionnées précédemment.

TABLEAU 7.1: Potentiel de fertilité et coefficient de variation:  
prélèvements bimensuels.

DATES DU PRELEVEMENT	Station SB-018		Station SB-001 (SB-909)				Station SB-016	
	Intégré		Intégré		Fond		Intégré	
	PF <sup>1</sup> (CV) <sup>2</sup>		PF (CV)		PF (CV)		PF (CV)	
19-05-76	<0.1	(6)	1.0	(1)	0.4	(16)		
26-05-76	0.5	(10)	0.3	(10)	1.1	(3)	1.1	(3)
02-06-76	<0.1	(10)			<0.1	(12)	0.2	(16)
16-06-76	0.2	(10)	0.1	(11)	<0.1	(12)	0.2	(10)
29-06-76	<0.1	(14)	<0.1	(2)	0.2	(17)	<0.1	(11)
14-07-76	0.3	(8)	0.5	(3)	0.4	(6)	0.3	(1)
28-07-76	1.2	(15)	0.8	(14)	1.0	(11)	0.5	(7)
11-08-76	1.1	(9)	0.3	(1)	0.4	(17)	0.6	(5)
25-08-76	2.3	(2)	2.3	(6)	5.2	(12)	2.8	(7)
08-09-76	4.5	(7)	5.7	(2)	6.0	(7)	5.1	(8)
22-09-76	0.9	(10)	0.5	(12)	0.5	(16)	0.1	(3)
06-10-76	0.5	(12)	<0.1	(9)	0.3	(10)	<0.1	(11)
20-10-76	0.5	(10)	0.2	(6)	<0.1	(2)	<0.1	(12)

<sup>1</sup>PF : potentiel de fertilité mesuré (mg d'algues/l).

<sup>2</sup>CV : coefficient de variation.

TABLEAU 7.2: Potentiel de fertilité et coefficient de variation:  
prélèvements spéciaux.

DATES DU PRELEVEMENT	Station	Station		Station
	SB-018	SB-001 (SB-909)		SB-016
	Intégré	Intégré	Fond	Intégré
	PF <sup>1</sup> (CV) <sup>2</sup>	PF(CV)	PF(CV)	PF(CV)
17-06-76	<0.1 (12)	0.3 (16)	<0.1 (10)	<1.1 (19)
30-06-76			0.1 (11)	
01-07-76	<0.1 (13)	0.2 (14)		<0.1 (9)
15-07-76	0.1 (9)	0.1 (12)		0.2 (7)
30-07-76	0.3 (9)	0.2 (11)	0.3 (13)	0.3 (2)

<sup>1</sup>PF : potentiel de fertilité mesuré (mg d'algues/l).

<sup>2</sup>CV : coefficient de variation.

TABLEAU 7.3: Potentiel de fertilité et indice d'enrichissement, prélèvements spéciaux: variabilité journalière et diurne.

DATES  (HEURES)	Station SB-001 (SB-909)	
	Intégré	Fond
	PF <sup>1</sup> (CV) <sup>2</sup>	PF(CV)
31-08-76	4.3 (3)	4.1 (3)
01-09-76	3.8 (3)	2.9 (7)
02-09-76		
(8h. 45)	2.9 (7)	
(10h. 45)	2.9 (3)	
(12h. 45)	3.3 (1)	
(14h. 45)	3.1 (1)	
03-09-76	3.3 (8)	
$\overline{PF}$ (CV)	3.4 (15)	3.5

<sup>1</sup>PF : potentiel de fertilité (mg d'algues/l).

<sup>2</sup>CV : coefficient de variation.

TABLEAU 7.4: Incidence observée des indices d'enrichissement:  
prélèvements bimensuels.

IE <sup>1</sup>	INCIDENCE OBSERVEE			
	SB-018	SB-001 (SB-909)		SB-016
	Intégré	Intégré	Fond	Intégré
1	3	3	3	4
2	5	6	6	5
3	5	3	4	3
4	0	0	0	0

<sup>1</sup>IE : indice d'enrichissement.

- 1 = faible : PF  $\leq$  0.1 mg d'algues/l;  
 2 = moyen : PF > 0.1 et  $\leq$  0.8 mg d'algues/l;  
 3 = modérément élevé : PF > 0.8 et  $\leq$  6 mg d'algues/l;  
 4 = élevé : PF > 6 mg d'algues/l.

TABLEAU 7.5: COEFFICIENT DE STIMULATION DE CROISSANCE AUX AJOUTS D'AZOTE (N), DE PHOSPHORE (P) ET DU MÉLANGE AZOTE + PHOSPHORE (NP); PRÉLEVEMENTS BIMENSUELS.

DATES DU PRÉLEVEMENT	STATION SB-018			STATION SB-001 (SB-909)						STATION SB-016		
	INTÉGRÉ			INTÉGRÉ			FOND			INTÉGRÉ		
	N <sup>1</sup>	P <sup>2</sup>	NP <sup>3</sup>	N	P	NP	N	P	NP	N	P	NP
19-05-76 26-05-76	1.4 1.0	4.5 5.6	9.5 53	1.1 0.8	4.8 2.5	24 50	0.4 0.8	4.5 3.9	9.5 24	0.9	2.5	25
02-06-76 16-06-76 29-06-76	1.2 1.0 1.0	3.9 17 1.3	74 131 37	0.8 0.9	13 2.9	156 35	1.0 1.3 1.0	7.8 13 2.6	131 234 4.2	1.0 0.7 1.0	13 12 2.3	115 116 36
14-07-76 28-07-76	1.3 1.1	0.6 1.8	- 5.1	1.3 0.7	0.9 1.5	2.6 5.3	(5.9) 0.9	0.9 1.0	- 6.1	- 0.7	0.8 3.4	2.9 6.2
11-08-76 25-08-76	1.2 1.0	0.8 0.7	5.8 1.8	(1.4) 1.0	0.9 0.6	4.8 1.5	- (2.4)	0.7 0.8	3.9 2.6	0.8 (1.6)	0.5 0.8	3.2 2.1
06-09-76 22-09-76	1.1 1.0	1.3 0.7	5.9 3.1	1.0 (2.1)	0.9 1.4	3.8 4.8	(1.4) 1.1	1.0 1.1	4.6 17	(1.5) 1.0	1.0 0.5	4.6 7.4
06-10-76 20-10-76	0.8 0.7	0.8 0.7	7.1	0.8 0.7	0.7 0.7	9.0 7.1	1.0 (1.7)	10 1.0	22 10	1.1 1.1	1.0 0.9	9.3 9

<sup>1</sup>NP<sup>1</sup> : COEFFICIENT DE STIMULATION CALCULÉ AVEC UN AJOUT D'AZOTE:

$$\frac{\text{POTENTIEL DE FERTILITÉ DE L'ÉCHANTILLON D'EAU ENRICHÉ DE 0.72 MG/L}}{\text{POTENTIEL DE FERTILITÉ DE L'ÉCHANTILLON D'EAU (X)}}$$

<sup>2</sup>P : COEFFICIENT DE STIMULATION CALCULÉ AVEC UN AJOUT DE PHOSPHORE:

$$\frac{\text{POTENTIEL DE FERTILITÉ DE L'ÉCHANTILLON D'EAU ENRICHÉ DE 0.06 MG P/L}}{\text{POTENTIEL DE FERTILITÉ DE L'ÉCHANTILLON D'EAU (X)}}$$

<sup>3</sup>NP : COEFFICIENT DE STIMULATION CALCULÉ AVEC UN AJOUT DU MÉLANGE AZOTE ET PHOSPHORE:

$$\frac{\text{POTENTIEL DE FERTILITÉ DE L'ÉCHANTILLON D'EAU ENRICHÉ DE 0.72 MG/L}}{\text{POTENTIEL DE FERTILITÉ DE L'ÉCHANTILLON D'EAU}}$$

- VALEURS REJETÉES : CV > 20% .

○ IDENTIFICATION DE L'AZOTE EN TANT QUE FACTEUR DE CONTRÔLE.

TABLEAU 7.6: Potentiel de fertilité des échantillons d'eau enrichis d'EDTA(E) et du mélange des  $\mu$ -éléments (M): prélèvements bimensuels.

DATES DU PRELEVEMENT	Station SB-018			Station SB-001 (SB-909)						Station SB-016		
	Intégré			Intégré			Fond			Intégré		
	PF <sup>1</sup>	PFe	PFm	PF	PFe	PFm	PF	PFe	PFm	PF	PFe	PFm
19-05-76	<0.1	<0.1	<0.1	1	1.3	1.2	0.4	0.6	-			
26-05-76	0.5	0.5	0.5	0.3	0.3	0.2	1.1	1.1	1.0	1.1	1.1	1.1
02-06-76	<0.1	<0.1	<0.1				<0.1	-	-	0.2	0.3	0.2
16-06-76	0.2			0.1		<0.1	<0.1			0.2		0.2
29-06-76	<0.1			<0.1			0.2			<0.1		
14-07-76	0.3	0.3		0.5	0.6		0.4	0.3		0.3	0.3	
28-07-76	1.2	1.3		0.8	0.8		1.0	1.8		0.5	0.5	
11-08-76	1.1	<0.1	1.1	0.3	<0.1	0.4	0.4	<0.1	0.2	0.6	<0.1	0.5
25-08-76	2.3			2.3			5.2			2.8		
08-09-76	4.5			5.7			6.0			5.1		
22-09-76	0.9	0.9	1.4	0.5	0.7	0.5	0.5	0.3	0.4	0.1	<0.1	1.3
06-10-76	0.5	0.5	0.5	<0.1	<0.1	<0.1	0.3	0.3	1.8	<0.1	0.1	0.2

<sup>1</sup>PF : potentiel de fertilité de l'échantillon d'eau.

<sup>2</sup>PFe : potentiel de fertilité de l'échantillon d'eau enrichi de 10 $\mu$ M d'EDTA.

<sup>3</sup>PFm : potentiel de fertilité de l'échantillon d'eau enrichi de  $\mu$ -éléments (milieu de culture PAAP 30%, EPA, 1971).

- Valeurs rejetées : CV > 20%

TABLEAU 7.7: Potentiel de fertilité anticipé et potentiel de fertilité mesuré : PFTp et PFTpt vs PF.

DATES DU PRELEVEMENT	Station SB-018			Station SB-001 (SB-909)						Station SB-016		
	Intégré			Intégré			Fond			Intégré		
	PFTp <sup>1</sup>	PFTpt <sup>2</sup>	PF <sup>3</sup>	PFTp	PFTpt	PF	PFTp	PFTpt	PF	PFTp	PFTpt	PF
19-05-76	<0.7	<0.7	<0.1	<0.7	0.7	1.0	<0.7	<0.7	0.4			
26-05-76	<0.7	<0.7	0.5	<0.7	0.7	0.3	<0.7	0.7	1.1	<0.7	0.7	1.1
02-06-76	<0.7	<0.7	<0.1				<0.7	<0.7	<0.1	<0.7	0.7	0.2
16-06-76	<0.7	<0.7	0.2	<0.7	<0.7	0.1	<0.7	<0.7	<0.1	<0.7	5.6	0.2
29-06-76	<0.7	<0.7	<0.1	<0.7	1.0	<0.1	<0.7	5.6	0.2	<0.7	5.6	<0.1
14-07-76	<0.7	<0.7	0.3	<0.7	<0.7	0.5				<0.7	0.7	0.3
28-07-76	<0.7	7.0	1.2	<0.7	1.0	0.8	<0.7	7.0	1.0	0.7	5.6	0.5
11-08-76	0.7	0.7	1.1				<0.7	<0.7	0.4	<0.7	<0.7	0.6
25-08-76	0.7	1.0	2.3	<0.7	0.7	2.3						
08-09-76	0.7	9.8	4.5	<0.7	8.4	5.7						
22-09-76	<0.7	0.7	0.9				<0.7	0.7	0.5	<0.7	<0.7	0.1
06-10-76	<0.7	<0.7	0.5	<0.7	<0.7	<0.1	<0.7	<0.7	0.3	<0.7	0.7	<0.1

<sup>1</sup>PFTp : potentiel de fertilité théorique calculé à partir des concentrations de phosphore inorganique total (eau non filtrée, mg d'algues/l).

<sup>2</sup>PFTpt : potentiel de fertilité théorique calculé à partir des concentrations de phosphore total (eau non filtrée, mg d'algues/l).

<sup>3</sup>PF : potentiel de fertilité mesuré (mg d'algues/l).

TABLEAU 7.7a: Potentiel de fertilité anticipé et potentiel de fertilité mesuré: PFTn et PFTnt vs PF.

DATES DU PRELEVEMENT	Station SB-001 (SB-909)						Station SB-016		
	Intégré			Fond			Intégré		
	PFTn <sup>1</sup>	PFTnt <sup>2</sup>	PF <sup>3</sup>	PFTn	PFTnt	PF	PFTn	PFTnt	PF
14-07-76				<0.8	6.8	0.4			
11-08-76	1.7	6.1	0.3	2.5	6.5	5.2	1.2	3.8	2.8
25-08-76				2.8	4.2	6.0	0.7	6.1	5.1
08-09-76									
22-09-76	<0.8	5.3	0.5						
06-10-76					0.7				

<sup>1</sup>PFTn : potentiel de fertilité théorique calculé à partir des concentrations d'azote inorganique total (eau non filtrée, mg d'algues/l).

<sup>2</sup>PFTnt : potentiel de fertilité théorique calculé à partir des concentrations d'azote total (eau non filtrée, mg d'algues/l).

<sup>3</sup>PF : potentiel de fertilité mesuré (mg d'algues/l).

TABLEAU 7.8: Potentiel de fertilité des échantillons d'eau enrichis du mélange azote + phosphore.

DATES DU PRELEVEMENT	Station	Station		Station
	SB-018	SB-001 (SB-909)		SB-016
	Intégré	Intégré	Fond	Intégré
	PFnp <sup>1</sup>	PFnp	PFnp	PFnp
19-05-76	0.2	2.4	3.8	
26-05-76	27	24	26	28
02-06-76	12	13	20	23
16-06-76	26	16		23
29-06-76	6.4	7.5	0.8	6.5
14-07-76	-	3.0	-	0.9
28-07-76	6.3	4.2	6.1	3.1
11-08-76	6.4	1.4	1.6	1.9
25-08-76	4.1	3.5	14	5.9
08-09-76	27	22	28	23
22-09-76	2.8	2.4	8.5	0.7
06-10-76		16	6.6	12
20-10-76	3.5	1.4	13	12

<sup>1</sup>PFnp : potentiel de fertilité mesuré pour les échantillons d'eau enrichis avec le mélange azote + phosphore (mg d'algues/l).

TABLEAU 7.9: Potentiel de fertilité des échantillons d'eau enrichis avec différentes concentrations du mélange NP.

POTENTIEL DE FERTILITE<sup>2</sup>

DATES DU PRELEVEMENT	+NP[P] <sup>1</sup>	Station SB-018	Station SB-001 (SB-909)		Station SB-016
		Intégré	Intégré	Fond	Intégré
26-05-76	0	0.5	0.3	1.1	1.1
	60	27	15	26	27
16-06-76	0	0.2	0.1	<0.1	<0.2
	6	- <sup>3</sup>	0.2	-	-
	12	-	1.8	1.5	4.0
	60	26	16	27	23
14-07-76	0	0.3	0.5	0.4	0.3
	4	0.4	0.7	0.6	-
	6	0.5	0.8	0.6	<0.1
	12	0.4	1.1	0.8	0.4
	60	-	1.3	1.4	0.9
11-08-76	0	1.1	0.3	0.4	0.6
	4	1.4	0.4	0.6	0.5
	6	2.4	0.9	0.7	0.8
	12	5.2	0.8	0.6	1.3
	60	6.3	1.5	1.6	1.9
22-09-76	0	0.9	0.9	0.5	0.1
	4	1.1	0.8	0.6	0.2
	6	1.0	1.1	0.6	0.2
	12	1.4	1.4	0.7	0.2
	60	2.8	2.4	8.5	0.7

<sup>1</sup>+NP[NP] : Concentration de phosphore (µg P/l) du mélange azote + phosphore ajouté à l'échantillon d'eau

<sup>2</sup>Potentiel de fertilité mesuré (mg d'algues/l) pour les différents ajouts.

<sup>3</sup> - : Valeurs rejetées (CV > 20%)

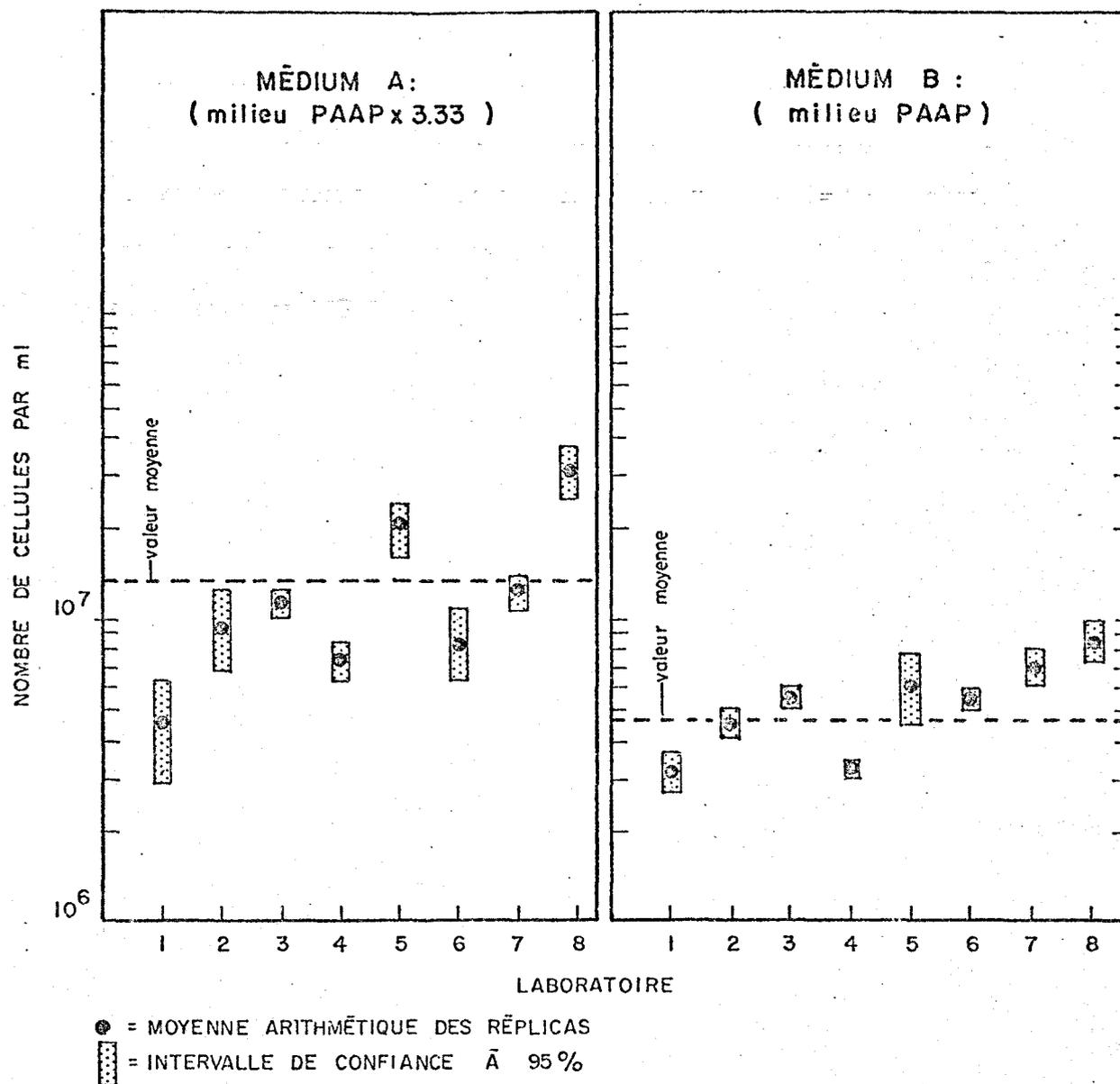


FIGURE 7.1 : Mesures du potentiel de fertilité obtenues pour différentes concentrations du milieu PAAP dans différents laboratoires (EPA, 1971 a).

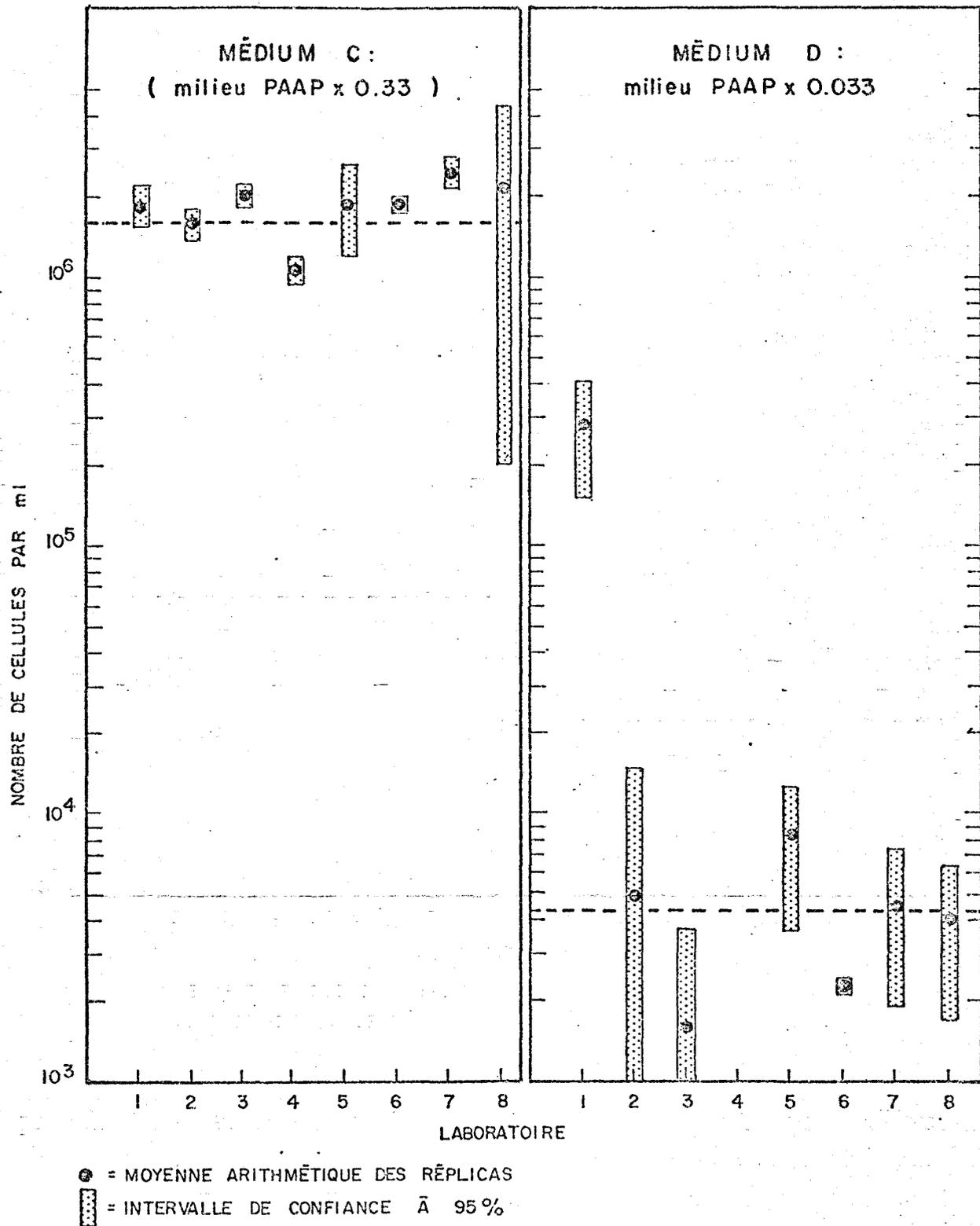


FIGURE 7.2 : Mesures du potentiel de fertilité obtenues pour différentes concentrations du milieu PAAP dans différents laboratoires ( EPA , 1971 a ).

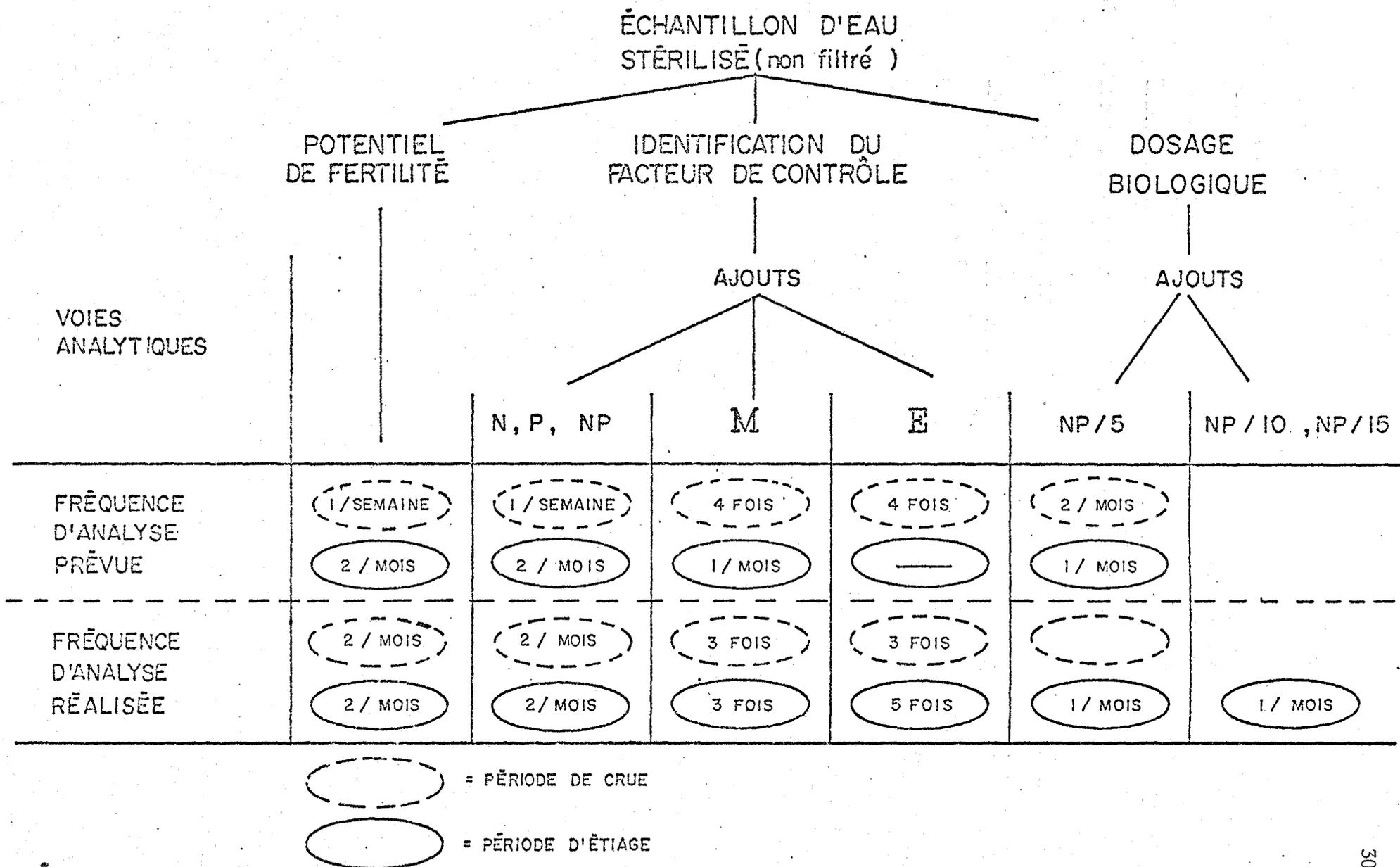
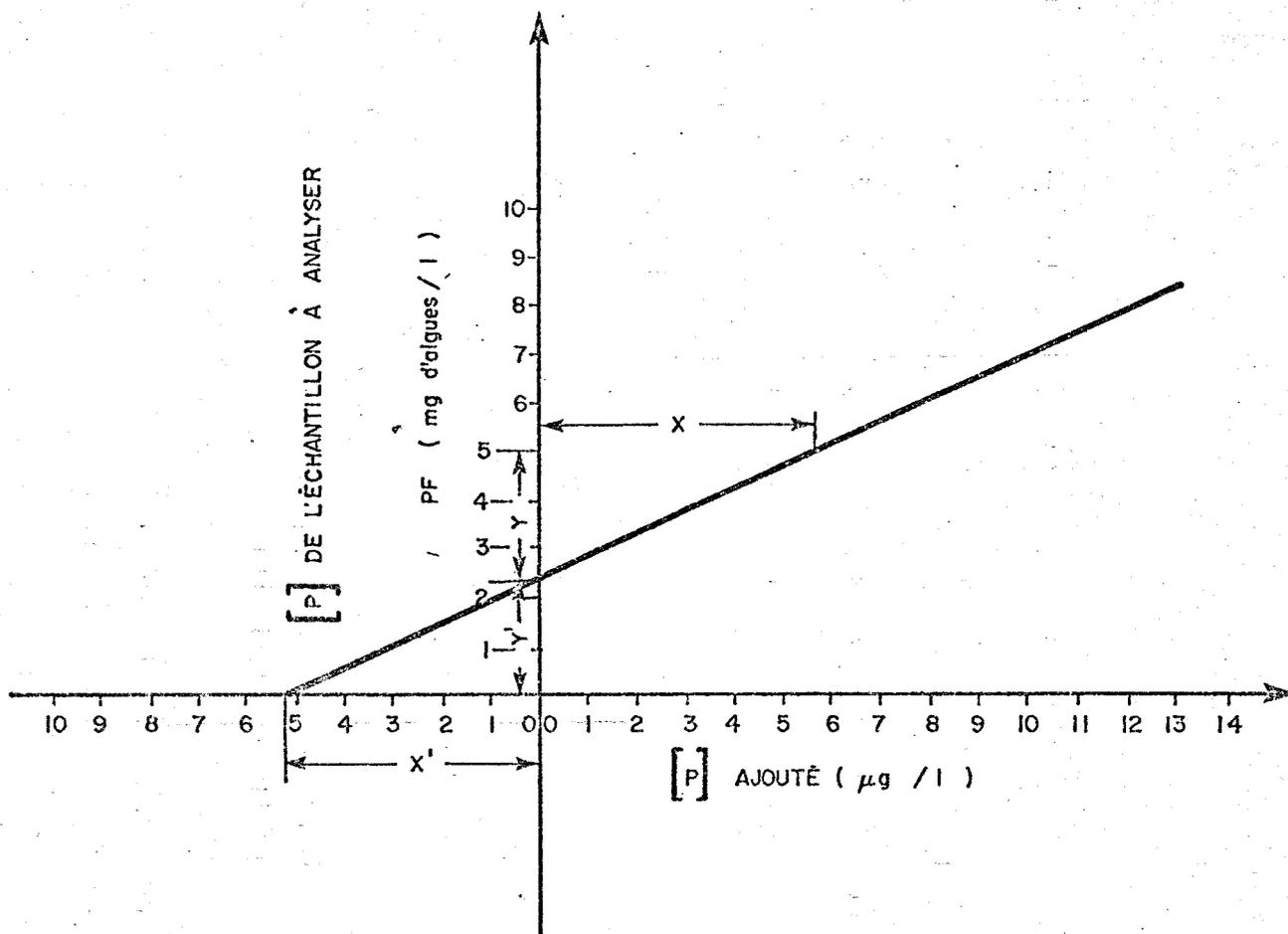


FIGURE 7.3 : Identification des différentes voies analytiques : fréquence prévue et fréquence réalisée .

MÉTHODE DES AJOUTS DOSÉS  
( modèle théorique )



X	PF de l'échantillon enrichi
0	2.2
4.1	3.9
6.2	4.8
12.4	7.5

$$\frac{X'}{Y'} = \frac{X}{Y}$$

$$X' = \frac{Y' \cdot X}{Y}$$

où  $X' = [P]$  de l'échantillon

$X = [P]$  ajouté à l'échantillon

$Y' =$  PF de l'échantillon

$Y =$  ( PF de l'échantillon enrichi ) - ( PF de l'échantillon )

FIGURE 7.4 : Méthode des ajouts dosés : exemple d'une détermination d'une faible concentration de phosphore disponible.

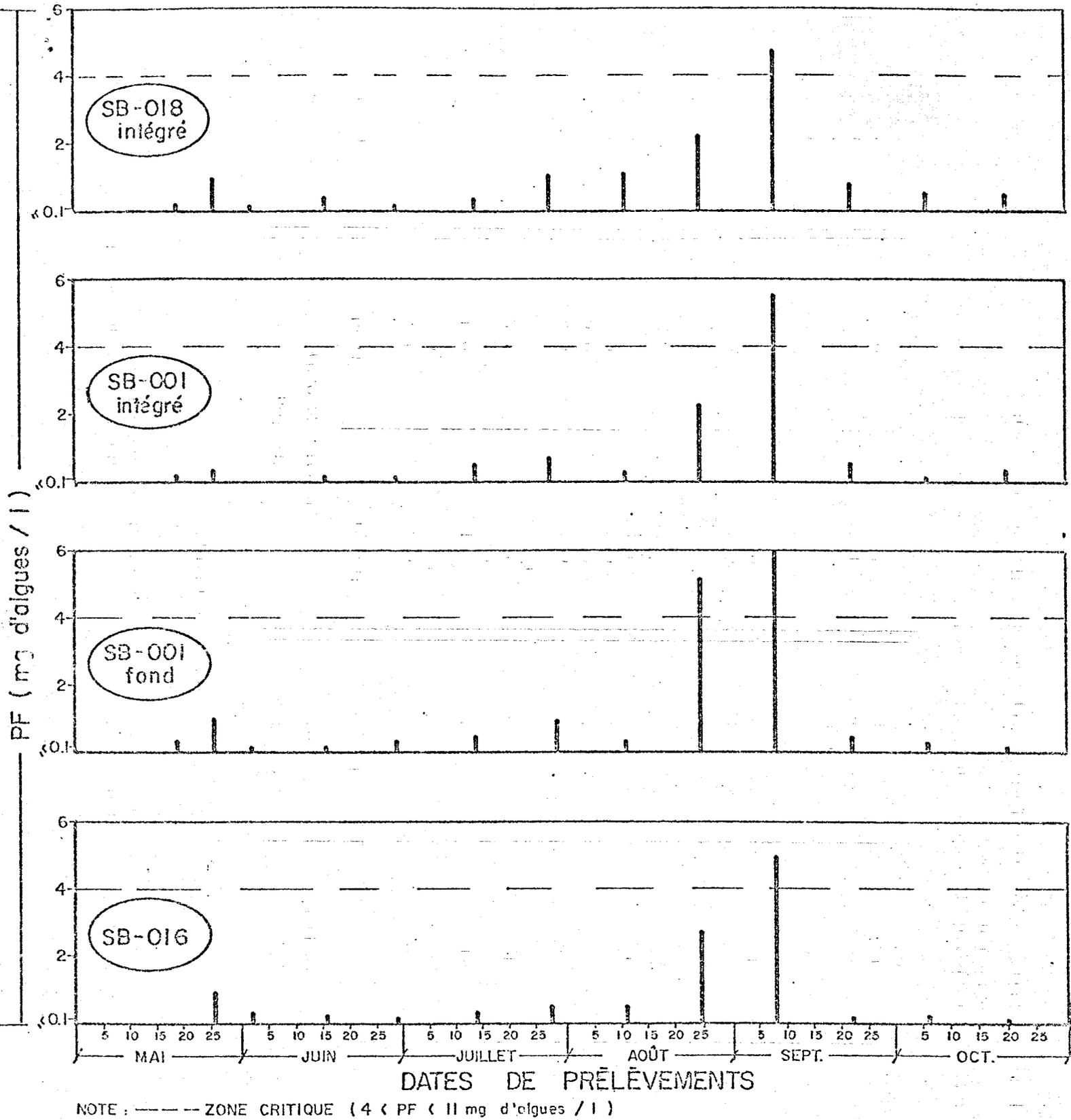


FIGURE 7.5 : Situation dans le temps des mesures du potentiel de fertilité par rapport à une norme d'enrichissement.

7.6 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BOMBOWNA, M. et H. BUCKA. (1972). Bioassay and chemical composition of some Carpathian Rivers. Verh. Internat. Verein. Limnol., 18:735-741.
- CHIAUDANI, G. et M. VIGHI. (1974). The N:P ratio and tests *Selenastrum* to predict eutrophication in lakes. Water Research, 8:1063-1069.
- CULLIMORE, D.R. et A. McCANN. (1972). Initial Studies on a method of algal assay for nutrient parameters in water. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 29(2):195-198.
- EPA. (1970). Provisional algal assay procedures. First annual report. Sanitary Engineering Research Laboratory, College of Engineering and School of Public Health, University of California, Berkeley, SERL Report No. 70-8.
- EPA. (1971a). Provisional algal assay procedures. The interlaboratory precision test. Department of environmental sciences in engineering, School of public health. University of North Carolina at Chapel Hill.
- EPA. (1971b). Provisional algal assay procedures. Final Report. Sanitary Engineering Research Laboratory, College of Engineering and School of Public Health, University of California, Berkeley, SERL Report No. 71-6.
- EPA. (1975). Proceedings: Biostimulation and nutrient assessment workshop. National Environmental research and development. U.S. Environmental Protection Agency Corvallis, Oregon. EPA-660/3-75-034.
- FITZGERALD, G.P. (1972). Bioassay analysis of nutrient availability. In: Nutrients, sources and transformation in natural waters. H.E. Allen and J.R. Kramer: 147-169.
- FORSBERG, C. et A. FORSBERG. (1972). Algal growth potential test improves sewage effluent control. Ambio, 1(1).
- GREENE, J.C. ET AL. (1975). Utilization of algal assays to assess the effects of municipal, industrial and agricultural wastewater effluents upon phytoplankton production in the Snake River System. Water, Air and Soil Pollution 4:415-434.
- GREENE, J.C. ET AL. (1976). Use of laboratory cultures of *Selenastrum*, *Anabaina* and the indigenous isolate *Sphaerocystis* to predict effects of nutrient and zinc interaction upon phytoplankton growth in Long Lake, Washington. Presented at International Symposium on Experimental Use of Algal Cultures in Limnology, Sandefjord, Norway, October 26-28, 1976.

- INRS-Eau. (1976). Etude intégrée de la qualité des eaux des bassins versants des rivières Saint-François et Yamaska. Volume 2: Secteur des substances nutritives. INRS-Eau, rapport scientifique No. 52, 127 p., 108 t., 52 f., 8 annexes. (Rapport rédigé pour le compte du ministère des Richesses naturelles, Québec).
- JOHNSON, J.M. ET AL. (1970). Algal bioassay potential primary productivity studies of the lower St-Louis River, Minnesota. Int. Association on Water Pollution Research. Proceeding of the Fifth Internat. Conf., San-Francisco and Hawaï, 1970: HA-18/1 à HA-18/10.
- KATKO, A. (1975). Algal assays for the national eutrophication survey In: EPA (1975): 44-52.
- LUND, J.W.G. (1959). Biological tests on the fertility of an english reservoir water (stocks reservoir, Bowland Forest). Inst. Water Ing., 13:527-549.
- MILLER, W.E. ET AL. (1974). Algal productivity in 49 lake waters as determined by algal assays. Water Research, 8:667-679.
- PAYNE, A.G. (1973). Environmental testing of citrate. Bioassays for algal stimulation. Proceedings of the Conference on Great Lakes Research, 16:100-115.
- PAYNE, A.G. (1975). Response of the three test algae of the algal procedure: bottle test. Water Research, 9:437-445.
- SKULBERG, O. (1964). Algal problems related to the eutrophication of European water supplies, and a bioassay method to assess fertilizing influences of pollution on inland waters. In: Algae and Man. Based on lectures presented at the NATO Advanced Study Institutes, July 22 - Aug. 11, 1962, Louisville, Ky. Plenum Press, N.Y., pp. 262-299.
- SHIROYAMA, T. ET AL. (1976). Growth response of Anabaena flos-aquae (Lyngb) De Brebusson in waters collected from Long Lake Reservoir, Washington. Proceeding of the Symposium on Terrestrial and Aquatic Ecological Studies of the Northwest, March 26-27:267-274.
- TOERIEN, D.F. and D.J. STEYN. (1973). Application of algal bioassays in eutrophication analyses. South African Journal of Science, 69:79-82.
- WANG, W. (1974). Effect of turbidity on algal growth. Department of registration and education, State of Illinois, ISWS-74-C1R121:1-12.
- WANG, W. ET AL. (1973). A technique for evaluating algal growth potential in Illinois surface waters. State of Illinois, ISWS-73-R172.



CHAPITRE 8

SYNTHESE

H.G. Jones



## 8.1 Généralités

En dépit de quelques problèmes d'échantillonnage et de nature technique, la campagne de l'été 1976 au lac Nathalie doit être qualifiée comme une réussite autant au niveau de la coordination de divers projets qu'au niveau de la qualité des données recueillies. Dans ce sens les chapitres 3, 4, 5, 6 et 7, qui résument les aspects problématiques et techniques de la cueillette de ces données, comprennent de plus une première synthèse, à titre individuel par chaque chercheur-auteur, des données faisant partie des projets sectoriels. Cette synthèse touche à la fois, à divers degrés, deux niveaux d'interprétation; le premier comprend une synthèse de nature technique orientée vers une appréciation de la valeur du paramètre étudié pour faire partie du réseau de surveillance de la production microbiologique des eaux de la baie James. Les critères pour ce choix, c'est-à-dire les critères quantitatifs et qualitatifs, sont décrits dans le chapitre 1.

Le deuxième niveau de synthèse que les chercheurs-auteurs ont aussi abordé, mais d'une façon superficielle, dans leurs textes sectoriels, comprennent une recherche plus fondamentale sur les mécanismes qui gouvernent la production microbiologique du milieu. Ce type de synthèse ne fait pas partie du mandat du groupe de travail qui a produit ce rapport. Néanmoins,

étant conscient du nombre et de la qualité des données acquises pendant la campagne d'été 1976, nous recommandons fortement qu'une synthèse de type fondamental de ces données soit entreprise pour qu'on puisse mieux comprendre les mécanismes qui gouvernent la production microbologique du milieu. Ces connaissances de base sont évidemment essentielles pour l'élaboration d'un réseau de surveillance mieux apte à suivre les changements dans la production microbologique du milieu.

## 8.2 Choix des paramètres pour le réseau de surveillance

Dans le but de respecter l'objectif principal du programme de l'été 1976, ce chapitre se limite à une synthèse de la première classe citée ci-haut, c'est-à-dire une synthèse technique des paramètres mieux aptes à refléter la production microbologique du milieu. Sans reprendre entièrement les synthèses déjà élaborées dans les textes sectoriels (3, 4, 5, 6 et 7), nous nous proposons de résumer ci-dessous, les caractéristiques avantageuses et/ou faibles de chaque paramètre vis-à-vis tous les autres paramètres étudiés. Ainsi, nous pouvons dégager un aperçu global de la valeur de chaque paramètre et une justification pour son acceptation ou rejet pour le réseau de surveillance. A cet effet, nous aimerions rappeler au lecteur les divers critères pour le choix des paramètres décrits dans le chapitre 1; les critères quantitatifs comprennent la sensibilité de la mesure, le coefficient de variation, la variabilité spatiale et temporelle dans le milieu étudié, etc...; les critères qualitatifs comprennent

essentiellement la signification biophysique de la mesure du paramètre; enfin, d'autres facteurs comme facilité de mesure, appareillage, etc..., sont considérés dans le choix du paramètre. En ce qui concerne les critères quantitatifs, le tableau 8.1 résume les résultats compris dans tous les textes sectoriels.

Etant donné que les critères quantitatifs ne représentent qu'une classe de critères parmi d'autres pour le choix des paramètres, nous n'avons pas voulu donner trop d'importance à une analyse statistique de toutes les valeurs mesurées pendant la campagne et les coefficients de variation. Par exemple, nous considérons que la résolution de l'information requise pour pondérer les divers critères nous permet d'évaluer approximativement une valeur "moyenne" des coefficients de variation; celle-ci est suffisante, dans le présent contexte, pour faire un choix. Il est attendu qu'à long terme le traitement des données du réseau de surveillance devrait inclure une analyse statistique plus complète.

Les valeurs de sensibilité réfèrent soit aux étalons utilisés dans le laboratoire soit aux témoins du milieu. Ces valeurs doivent être comparées avec la gamme de valeurs trouvées dans le milieu pendant la campagne.\*

---

\* Un examen plus détaillé des tableaux dans chaque chapitre sectoriel permettra de comparer l'évolution temporelle et spatiale des valeurs trouvées dans le milieu avec celle de la limite de détection de la méthode de mesure.

Le tableau 8.1 démontre que les coefficients de variation (CV) des mesures des paramètres chlorophylle "a", potentiel de fertilité, potentiel autotrophe, potentiel hétérotrophe (Glucose- $\mu$ - $^{14}\text{C}$ ), et de la production hétérotrophe ( $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ ), sont acceptables. Les paramètres Cp, Np et production hétérotrophe  $^{35}\text{SO}_4^-$  montrent des valeurs plus élevées tandis que les coefficients de variation des mesures de l'ATP sont nettement inacceptables. Dans le cas de ces deux derniers paramètres, une synthèse des résultats et un examen approfondi de la technique de mesure laissent croire qu'il sera possible d'améliorer considérablement les valeurs de CV par un raffinement de la technique de mesure. En ce qui concerne le rapport entre l'évolution spatiale et temporelle des valeurs obtenues dans le milieu et la limite de détection de la technique de mesure, les paramètres chlorophylle "a", potentiel autotrophe, potentiel hétérotrophe (glucose- $\mu$ - $^{14}\text{C}$ ), ATP et carbone, azote particulaire démontrent des valeurs nettement supérieures à la limite de détection. Par contre la méthode de mesure du paramètre potentiel de fertilité donnait beaucoup de valeurs ( $\approx 25\%$ ) proches ou égales à celle de la limite de détection. De plus, le paramètre de production hétérotrophe ( $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ ) démontre les mesures qui ne sont généralement pas beaucoup plus élevées que 1.3 fois la valeur du témoin. En effet, l'assimilation hétérotrophe de bicarbonate représente seulement 6,7% de la production hétérotrophe totale de telle sorte que la valeur des mesures se rapproche de celle des témoins. Dans le cas de la production hétérotrophe par l'incorporation de sulfate ( $^{35}\text{SO}_4^-$ ), le problème est la valeur très élevée des témoins. Par contre, comparée avec les mesures de production hétérotrophe par l'incorporation de  $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ , l'identification des facteurs responsables

de la forte activité mesurée dans les témoins de  $^{35}\text{SO}_4^-$  permet de prévoir que ce problème sera résolu par une amélioration de la technique de mesure (section 5.4.3).

Les critères qualitatifs pour le choix d'un paramètre (voir chapitre 1 et les chapitres sectoriels) sont beaucoup plus difficiles à évaluer que les critères quantitatifs. Ces premiers sont sujets à beaucoup de discussion basée sur les connaissances scientifiques et l'expérience personnelle des chercheurs. La signification biophysique d'un paramètre, les difficultés d'interprétation et les interférences par d'autres phénomènes biophysiques que celui sous étude sont souvent les raisons primordiales pour le choix d'un (des) paramètre (s) dans une étude écologique. Cet aspect de ce programme est exposé d'une façon approfondie dans la problématique de chaque texte sectoriel. Sans reprendre tous ces textes nous avons néanmoins dégagé les éléments principaux de l'argumentation de chaque chercheur que nous résumons dans le tableau 8.2.

A partir du tableau 8.2 nous pouvons classer les paramètres en trois classes, c'est-à-dire (chlorophylle "a", potentiel autotrophe, potentiel hétérotrophe) acceptables comme tel ou suite à une modification dite mineure à la méthode de mesure, acceptables (ATP, production hétérotrophe,  $^{35}\text{SO}_4^-$ ) suite à une preuve que la technique de mesure après une période de développement peut répondre aux exigences des critères quantitatifs notés ci-hauts, non-acceptables dénombrement des algues, production hétérotrophe,  $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ , potentiel de fertilité et C, N particulaire).

Suite à cette synthèse, dont le contenu se trouve résumé dans les tableaux 8.1 et 8.2, nous recommandons pour l'année 1977:

1) L'acceptation des paramètres suivants pour le réseau de surveillance

- a) chlorophylle "a" - par la méthode de fluorescence corrigée pour la présence de phaeophytine. Ce choix est basé sur la facilité de la mesure, une signification de mesure relativement claire pour fin d'interprétation et une sensibilité de mesure adéquate pour les concentrations présentes dans le milieu pendant tout le cycle annuel de production.
- b) potentiel autotrophe - la méthode d'incorporation de  $^{14}\text{C}$  ( $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ ). Nos résultats démontrent un coefficient de variation de mesures très acceptable, une variation significative pendant les périodes de haute et de basse production, la facilité des mesures et enfin un haut degré de confiance dans l'interprétation des mesures vu le peu d'interférence par d'autres phénomènes du milieu.
- c) potentiel hétérotrophe - la méthode d'incorporation de glucose- $\mu$ - $^{14}\text{C}$ : coefficient de variation acceptable. Toutefois, ce choix représente un paramètre de transition entre les résultats qui seront acquis pendant l'année 1977 et ceux acquis pendant l'année 1978 par le paramètre de production hétérotrophe ( $\text{SO}_4$ ). Le lien commun entre ces paramètres est la production hétérotrophe exprimée en quantité de carbone assimilée. Ceci pour que le rapport potentiel hétérotrophe-production hétérotrophe ( $^{35}\text{SO}_4$ ) permette de comparer les résultats 1977 et 1978.

- 2) Le développement des paramètres suivants pour leur intégration dans le réseau de surveillance à partir de l'été 1978
- a) ATP - mesure de biomasse autotrophe et hétérotrophe. Selon notre méthodologie de travail (été 1976), cette méthode a satisfait tous les critères de choix cités ci-haut, sauf pour celui du coefficient de variation. La synthèse des travaux a indiqué que cette valeur trop élevée du coefficient de variation diminuait avec une amélioration de la technique de préparation de l'échantillon. Nous croyons qu'une série d'expériences (été 1977) conçue pour raffiner la technique de mesure pourrait diminuer le coefficient de variation à un niveau acceptable pour que le paramètre puisse être intégré dans le réseau de surveillance.
- b) production\_hétérotrophe - l'incorporation de  $^{35}\text{S}$  ( $^{35}\text{SO}_4^-$ ). Nous trouvons que cette méthode a beaucoup de potentiel comme paramètre de production hétérotrophe du milieu. Toutefois, nous ne pouvons la recommander comme paramètre faisant partie du réseau de surveillance, à partir de l'année 1977, vu le problème d'un coefficient de variation trop élevé pour permettre un degré de confiance acceptable dans les résultats. Ceci est la cause d'un comptage trop élevé des échantillons-témoins. Nous recommandons ainsi pour l'été 1977 une série d'expériences, au même titre que celle de l'ATP, pour diminuer le coefficient de variation à un niveau acceptable pour le réseau de surveillance.

- 3) Que pour les raisons, citées ci-haut, les paramètres C particulaire, N particulaire, le dénombrement taxonomique des algues et la production hétérotrophe  $H^{14}CO_3$  soient rejetés comme paramètres de la production microbiologique du milieu.
  
- 4) Que le potentiel de fertilité soit considéré surtout comme une méthode biotique pour mesurer une composante abiotique du milieu et, pour cette raison, doit être retiré comme une mesure de la production microbiologique du milieu. Ce paramètre doit ainsi être intégré aux mesures abiotiques du réseau de surveillance de la qualité des eaux du milieu. Toutefois le niveau de sensibilité de la technique doit être amélioré afin de détecter des concentrations aussi faibles que 0.02 mg d'algues par litre.

Ces recommandations sont résumées dans la figure 8.2.

### 8.3 Conclusion

M. Lévis Talbot rapporte (chapitre 5) que la production hétérotrophe du lac Nathalie est égale, sinon supérieure, à celle des organismes autotrophes; ce fait est confirmé par une interprétation de certaines mesures de  $C_p$  et  $N_p$  (chapitre 6). Ceci démontre la nécessité d'intégrer les mesures de la production hétérotrophe dans tout réseau de surveillance de la production microbiologique. Le taux de production étant un paramètre fonctionnel il est essentiel pour suivre l'évolution de P/B (chapitre 1), c'est-à-dire la production spécifique du milieu, de choisir un paramètre

structurel qui mesure la biomasse des organismes hétérotrophes. Si l'on normalise tous les paramètres par une transposition de leurs valeurs en moles de carbone, les renseignements que nous pourrions chercher avec les mesures de chlorophylle "a" (BA), potentiel autotrophe ( $\text{H}^{14}\text{CO}_3$ ) (PA), production hétérotrophe ( $^{35}\text{SO}_4^-$ ) (PH) et de l'ATP (BT) sont les suivantes:

- |    |  |                     |
|----|--|---------------------|
| 1. | Production autotrophe du milieu              | (PA)                |
| 2. | Production autotrophe spécifique du milieu   | (PA)/BA (moyen)     |
| 3. | Production hétérotrophe du milieu            | (PH)                |
| 4. | Production hétérotrophe spécifique du milieu | (PH)/BT-BA (moyen)* |
| 5. | Production totale du milieu                  | (PA) + (PH) = (PT)  |
| 6. | Production totale spécifique du milieu       | (PT) BT (moyen)     |

---

\* Pour de courtes périodes, la valeur de la production spécifique par unité lumineuse peut être utile pour des études fondamentales; dans le réseau de surveillance pour lequel les unités de temps, pour suivre l'évolution des réservoirs, doivent être les années, les rapports P/B sont adéquats.

TABLEAU 8.1: Résumé des critères quantitatifs des paramètres de la production microbologique. Campagne d'été 1976.

PARAMETRE	CRITERE					
	Sensibilité de la méthode de mesure	Nombre des mesures rapportées	Gamme des valeurs trouvées dans les eaux du lac Nathalie	Coefficient de variation		Section dans le rapport
				Gamme des valeurs	Valeur moyenne approximative	
Chlorophylle 'a'	≈ 0.1 µg/l	42	0.63-253 µg/l	-	*	3.2 - 3.4
Dénombrement des algues	-	40	120-780 x 10 <sup>3</sup>	-	-	4.2 - 4.4.1
Potentiel autotrophe	Comptage par scintillation liquide ≈ 0.2 µg C/l/h	50	0.8-6.0 µg C/l/h	5-33%	≈ 16%	5.2.1 5.3.1 5.4.1
Potentiel hétérotrophe (Glucose-µ- <sup>14</sup> C)	Comptage par scintillation liquide témoin = 100 cpm	77	2.1-77.8 ng C/l/h	3-32%	≈ 15%	5.2.2 5.3.4 5.4.4
Production hétérotrophe (H <sup>14</sup> CO <sub>2</sub> )	Comptage par scintillation liquide	30	<0.6-4.1 µg C/l/h	4-47%**	≈ 14%	5.2.2 5.3.2 5.4.2
Production hétérotrophe ( <sup>35</sup> SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	Comptage par scintillation liquide témoin = ≈ 2000 cpm	50	1-25 µg C/l/h	7-49%***	≈ 20%	5.2.2 5.3.3 5.4.3
ATP	.006 µg/l	74	0.006-0.34 µg/l	0-100%	≈ 32%	6.2.1 - 6.4.3
Carbone particulaire	≈ 2 µg/l	73	140-6483 µg C/l	1-108	≈ 20	6.2.2 6.4.4
Azote particulaire			7-2654 µg N/l	2-129	≈ 20	
Potentiel de fertilité	0.1 mg d'algues/l	74	0.1-6.0 mg/l	1-19	≈ 10	7.2 - 7.4

\* t, test démontre une reproductibilité très acceptable

\*\* 6 mesures avec un CV > 50% rejetées

\*\*\* 3 mesures avec un CV > 50% rejetées

TABLEAU B.2: Résumé des critères qualitatifs et pondération globale des paramètres de la production microbologique des eaux de la baie James.

PARAMETRE	SIGNIFICATION (connaissance biophysique générale)	PROBLEMES D'INTERPRETATION, DE TECHNIQUE DE MESURE ET D'INTERFERENCE	PONDERATION GLOBALE COMME PARAMETRE DE LA PRODUCTION MICRO-BIOLOGIQUE
Chlorophylle "a"	-pigment intracellulaire des organismes photoautotrophes -mesure de biomasse autotrophe	1. Interférence par les produits de dégradation (ex.: phaeophytine) 2. Variation de concentration intracellulaire selon l'état physiologique de la cellule et de l'espace 3. Présence dans les cellules mortes 4. Incertitude du facteur de conversion chlorophylle-biomasse	Acceptable sous réserve d'utiliser la méthode de mesure par fluorométrie et de corriger pour la présence de phaeophytine
Dénombrement des algues	-distribution qualitative des organismes autotrophes -mesure de biomasse (bio-volume)	1. Présence de débris et cellules mortes 2. Effritement des colonies 3. Résolution et comptage de macroplancton 4. Facteurs de conversion nombre-biovolume 5. Technique laborieuse	Non-acceptable comme paramètre de production microbologique
Potentiel autotrophe	-incorporation de carbone ( $H^{14}CO_2$ ) par les organismes photoautotrophes dans un milieu contrôlé -taux d'incorporation = potentiel autotrophe	1. L'effet "bouteille" du milieu contrôlé 2. L'excrétion de composés marqués fraîchement synthétisés et l'utilisation rapide de ceux-ci par les organismes hétérotrophes 3. Incertitude, pendant certaines périodes, du facteur de conversion potentiel autotrophe - production réelle du milieu	Acceptable; des mesures concomitantes de production primaire doivent être faites "in situ" pour fin de contrôle
Potentiel hétérotrophe (glucose- $\mu\text{-}^{14}C$ )	-incorporation de glucose par les organismes hétérotrophes dans un milieu contrôlé -taux d'incorporation - potentiel hétérotrophe	1. Interférence par des organismes autotrophes dans certaines conditions 2. Perturbation majeure du milieu par ajout du substrat 3. Incertitude du rapport glucose assimilé - production hétérotrophe du milieu	Acceptable; comme paramètre de transition dont les résultats doivent être compensés avec celles de la production hétérotrophe pendant le développement de ce dernier paramètre
Production hétérotrophe ( $H^{14}CO_2$ )	-incorporation de carbone par les organismes hétérotrophes -taux d'incorporation = productivité hétérotrophe	1. Difficulté d'interprétation des données 2. Interférence par les organismes autotrophes 3. Incertitude du facteur de conversion $^{14}C$ -assimilé - production hétérotrophe réelle du milieu	Non-acceptable
Production hétérotrophe ( $^{35}SO_4^{2-}$ )	-incorporation de soufre ( $^{35}SO_4^{2-}$ ) par les organismes hétérotrophes -taux d'incorporation traduit en carbone = productivité hétérotrophe	1. Interférence par l'absorption de sulfate sur les particules vivantes et débris du milieu 2. Rétention de sulfate marqué dans l'eau interstitielle sur le filtre	Non-acceptable utilisant la présente méthode de mesure; acceptable suite à un raffinement de la technique de mesure pour diminuer la valeur de CV
ATP	-composé énergétique intracellulaire -mesure de biomasse du milieu	1. Extraction et conservation de l'ATP dépendent beaucoup des opérations techniques de la méthode 2. Variation de concentration intracellulaire selon l'état physiologique de la cellule et de l'espèce 3. Incertitude du facteur de conversion ATP - biomasse	Non-acceptable utilisant la présente technique de mesure; acceptable suite à un raffinement de la technique de mesure pour diminuer la valeur de CV
C-particulaire N-particulaire (pour ATP/C <sub>p</sub> et C:N)	-éléments universels structurels et cellulaires -mesure de biomasse (poids)	1. Présence de débris particulaire et colloïdale 2. Intériorisation intime organismes-débris colonisés 3. Intégration de plusieurs phénomènes - problèmes complexes d'interprétation	Non-acceptable
Potentiel de fertilité	-capacité du milieu de supporter la croissance de <i>Selenastrum capricornutum</i> -mesure biologique des éléments nutritifs	1. Destruction du biota naturel du milieu 2. Mesure de la disponibilité des éléments nutritifs en fonction d'une aigüe de contrôle seulement 3. Sensibilité faible de la méthode en milieu oligotrophe 4. Incertitude du rapport potentiel de fertilité - production autotrophe réelle	Non-acceptable comme paramètre de la production microbologique

FIGURE 8.1 : Intégration des paramètres de la production microbologique dans le réseau de surveillance

