Environnement Canada Environment Canada

Institut national de recherche en hydrologie

N.H.R.I. LIBRARY
3 5555 00003152 8

RAPPORT N° 33 DE L'INRH

ÉTUDE N° 153, SÉRIE SCIENTIFIQUE DE LA DGEI

Étude de reconnaissance des caractéristiques chimiques et biologiques de la limnologie de quatre grands lacs du bassin du fleuve Yukon

R.A.Kirkland et C.B.J. Gray

N. H. R. C. LIBRARY
BIBLIOTHEQUE DU C. N R. H.

INRH

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE EN HYDROLOGIE
CENTRE NATIONAL DE RECHERCHE EN HYDROLOGIE
SASKATOON (SASKATCHEWAN) 1986
(Available in English on request)

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1986

N° de cat. En 36-502/153F

ISBN 0-662-94096-2

Table des matières

	Page
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	v
INTRODUCTION	1
MÉTHODES	2
RÉSULTATS	3
Hydrologie	3
Analyses chimiques	4
Conductivité	4
Éléments nutritifs	4
Paramètres biologiques	8
Chlorophylle du phytoplancton	8
Biovolume et effectifs du phytoplancton	8
Taxonomie du phytoplancton	9
Masse et volume du zooplancton	9
Taxonomie du zooplancton	9
ANALYSE	10
Paramètres physiques	10
Température	10
Brassage	10
Renouvellement des eaux	10
Turbidité	10
Chimie des éléments nutritifs	10
Phosphore	10
Azote	11
Interactions physico-chimiques spécifiques	11
Lacs Atlin et Tagish	11
Lac Marsh	12
Lac Laberge	12
Paramètres biologiques	12
Phytoplancton	12
Zooplancton	14
INCIDENCES DES TRAVAUX DE MISE EN VALEUR	14
TRAVAUX À VENIR	16
REMERCIEMENTS	16
RÉFÉRENCES	17
ANNEXE A. Hydrologie des eaux aux sources du bassin du Yukon	18
ANNEXE B. Données sur les algues	20
ANNEXE C. Données sur le zooplancton	22

Tableaux

Page

1. Morphométrie lacustre 2
2. Calendrier des prélèvements 2
3. Durée de séjour. 3
4. Concentration moyenne de phosphore dans l'épilimnion à chaque prélèvement 5
5. Concentration moyenne de phosphore dans l'épilimnion pour l'année (An) et pour la saison de croissance (Sc) 5
6a. Concentrations d'azote dans l'épilimnion 5
6b. Concentrations d'azote dans tout le lac 6
7. Concentration moyenne d'azote dans l'épilimnion pour l'année (An) et pour la saison de croissance (Sc) 7
8. Chlorophylle 8
9. Volume moyen des algues 9
10. Stock actuel moyen du zooplancton durant la saison de croissance 10
11. Cortège de zooplancton 10
12. Relations de régression entre les valeurs observées durant la saison de croissance 13
13. Synopsis des caractéristiques lacustres 15

Illustrations

Figure 1. Carte de la région étudiée 1
Figure 2. Bassin de drainage et stations hydrométriques de jaugeage. 3
Figure 3. Schéma du débit de la région étudiée 3
Figure 4. Lac Atlin — concentrations et composition des diverses formes d'azote dans l'épilimnion 6
Figure 5. Lac Tagish — concentrations et composition des diverses formes d'azote dans l'épilimnion 6
Figure 6. Lac Marsh — concentrations et composition des diverses formes d'azote dans l'épilimnion 7
Figure 7. Lac Laberge — concentrations et composition des diverses formes d'azote dans l'épilimnion 7
Figure 8. Moyennes lacustres a) concentrations de chlorophylle, b) volume des algues, c) concentrations des zooplanctons 8

Résumé

En quatre occasions, en 1982 et 1983, on a étudié les caractéristiques limnologiques de quatre grands lacs (Atlin, Tagish, Marsh et Laberge) du bassin du fleuve Yukon. Comme le montrent les très faibles concentrations d'éléments nutritifs et la très faible biomasse des algues et du zooplancton, ces lacs sont ultra-oligotrophes. Les facteurs physiques (c'est-à-dire, le renouvellement de l'eau des lacs, la turbidité, etc.) ont un effet prononcé sur les caractéristiques chimiques et biologiques des lacs. Des comparaisons sont établies entre ces lacs et d'autres lacs du Nord du Canada et de l'Europe. Des observations portent sur les effets possibles de mises en valeur ultérieures, tandis que des recommandations portent sur la recherche à faire.

Abstract

Limnological surveys were conducted on four large lakes (Atlin, Tagish, Marsh and Laberge) of the Yukon River system on four occasions during 1982 and 1983. Nutrient levels are very low, as are algal and zooplankton biomass, indicating that the lakes are ultraoligotrophic. Physical factors (i.e. flushing, turbidity, etc.) have pronounced effects on the chemistry and biology of these lakes. Comparisons are made to other northern Canadian and European lakes. Observations on possible effects of future development are made as well as recommendations for further research.

Étude de reconnaissance des caractéristiques chimiques et biologiques de la limnologie de quatre grands lacs du bassin du fleuve Yukon

R.A.Kirkland et C.B.J. Gray

INTRODUCTION

L'intérêt accru dans la mise en valeur du Nord canadien a attiré l'attention sur l'exploitation minière, les installations linéaires (pipelines et routes) et les aménagements hydroélectriques. Ces derniers surtout peuvent entraîner des répercussions environnementales notables sur les lacs, les réservoirs et les cours d'eau. De grands travaux ont été projetés pour le bassin du fleuve Yukon et des grands lacs qui sont à sa source (Canada, Yukon et Colombie-Britannique, 1979). Depuis Withler (1956), qui a fait oeuvre de pionnier, aucun renseignement limnologique détaillé n'a été recueilli de façon suivie sur ce réseaux. En outre, comme on en sait peu sur la limnologie des grands lacs du nord, l'apport de nouveaux renseignements sur leurs caractéristiques chimiques et microbiologiques aidera à comprendre les processus qui agissent sur les eaux douces du Nord. L'élaboration et le perfectionnement des techniques limnologiques dans les environnements nordiques ont aussi été considérés comme utiles pour l'étude actuelle et les enquêtes à venir menées dans le Nord.

Les possibilités de perfectionnement et l'ignorance des processus ont motivé l'Institut national de recherche sur les eaux à entreprendre une étude de reconnaissance de quatre lacs parmi ceux qui sont aux sources du fleuve Yukon : les lacs Atlin, Tagish, Marsh et Laberge (figure 1).

La région étudiée occupe l'angle nord-ouest de la Colombie-Britannique et le sud-ouest du Territoire du Yukon, à la hauteur du 60e degré de latitude nord. Comme la température moyenne annuelle y est d'environ -1 °C et que l'altitude y varie de 600 à 700 m, la végétation et le climat sont du type subalpin-subarctique.

Les lacs sont orientés du sud au nord, et s'étendent du chaînon Boundary des montagnes Côtières jusque sur le plateau du Yukon (Bostock, 1946). Leurs paramètres de forme sont résumés au tableau 1 (Pharo, 1981a, b; Pharo et Chamberlain, 1983a).

L'ensemble est alimenté par les glaciers du sud et de l'ouest et par les tributaires et l'eau de fonte de l'est et du nord. Le phénomène de la fonte s'achève avant la fin mai ou le début juin, alors que la glace a habituellement disparu. Les débits de pointe des sources glaciaires surviennent plus tard, vers la mi-août.

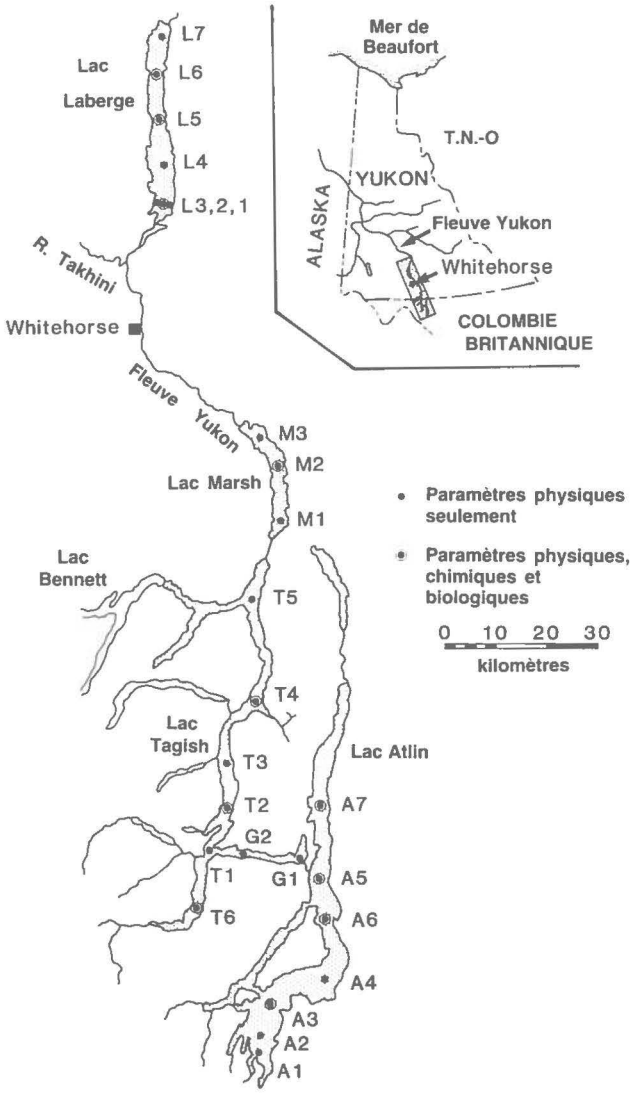

Figure 1. Carte de la région étudiée.

Tableau 1. Morphométrie lacustre

Lac	Altitude (m)	Z_{max} (m)	Z_{moy} (m)	Longueur (km)	Largeur (km)	Superficie (km^2)	Volume (km^3)
Atlin*	670	283	86	103	5.7	589	54.4
Tagish	656	307	62	108	3.7	353	21.8
Marsh	654	52	13	30	3.2	96	1.2
Laberge	628	146	54	48	4.2	201	10.8

* Withler (1956).

MÉTHODES

Nous avons adopté une stratégie d'échantillonnage synoptique, qui combine les prélèvements à des fins chimiques et biologiques aux reconnaissances de la limnologie physique. Les prélèvements ont eu lieu durant un cycle limnologique, mais, en raison des considérations de temps, d'argent et de main-d'oeuvre, ils se sont limités à quatre visites.

La région étudiée présentait des difficultés techniques, en raison de ses dimensions et des extrêmes climatiques. Les détails des prélèvements sont donnés au tableau 2.

Le canot automobile de 18 pi de longueur a permis, en juin 1982, le prélèvement du plus grand nombre d'échantillons par station et du plus gros volume d'eau par échantillon. Cependant, nous n'avons pu visiter que six des dix stations prévues pour les prélèvements destinés à l'analyse chimique (figure 1); aucune station des paramètres physiques seulement n'a été visitée, et il a fallu cinq jours de beau temps pour prélever les échantillons. Deux ou trois jours supplémentaires ont été nécessaires pour traiter ces derniers.

Par la suite, les visites se sont faites par aéronef, mais il a fallu réduire le nombre d'échantillons par station et le volume prélevé. Les prélèvements à partir d'un hydravion (Cessna 206) se sont faits au moyen d'un treuil manuel fixé directement aux rails de fixation des fauteuils. L'échantillonnage sous la glace a été réalisé au moyen du même treuil sur une plate-forme amovible (Marles, 1985). Le monitorage en aéronef a exigé de quatre à sept jours en tout, selon le temps qu'il faisait et la vitesse à laquelle on a pu traiter les échantillons dans le laboratoire de terrain situé à Whitehorse, au Yukon.

En mars, la visite a exigé une réduction supplémentaire du nombre d'échantillons prélevés par station, à cause de la puissance réduite de l'aéronef à skis, qui était plus petit, et de la nécessité de transporter de l'équipement hivernal de survie.

Les paramètres physiques (conductivité, température et profondeur) ont été observés à chaque station au moyen d'un système CTD d'Applied Microsystems (Carmack et Marles, 1985). Les échantillons destinés aux analyses chimiques et biologiques ont ensuite été prélevés en certaines stations. Les échantillons destinés au dosage de l'oxygène dissous (par la méthode modifiée de Winkler) ont été déterminés immédiatement; ceux qui étaient destinés au dénombrement du zooplancton (prélevés au moyen d'un filet Wisconsin de 0.25 m^2 à ouvertures de 110 microns) ont été préservés dans une solution de sucrose et de formaline à 4 %, tamponnée au borax (Haney et Hall, 1973).

Les échantillons destinés à l'analyse des éléments nutritifs dissous (silice réactive, phosphore, azote ammoniacal, azote nitreux et nitrique, azote total en dissolution) ont été filtrés sous pression (sur filtres en acétate de

Tableau 2. Calendrier des prélèvements

Date	Moyen de transport	Nbre de prélèvements par station	Volume par prélèvement à chaque profondeur (L)
Juin 1982	Bateau	12	8.0
Août 1982	Hydravion (Cessna 206)	6	2.5
Octobre 1982	Hydravion (Cessna 206)	6	2.5
Mars 1983	Aéronef à skis (Cessna 185)		
	Hélicoptère (Bell 206)	3	2.5

cellulose Sartorius SM 11106 à ouvertures de 0.45 μm, préalablement trempés dans de l'eau désionisée), à la fin de chaque journée d'échantillonnage. Les échantillons destinés à l'analyse du phosphore réactif soluble (P_{rs}) ont été conservés au moyen de chloroforme. Tous les échantillons ont été conservés au frais et à l'obscurité.

Les dosages de l'oxygène dissous ont été faits dans les 48 h. Les autres échantillons destinés aux analyses chimiques ont été expédiés par air et analysés au laboratoire de la Direction de la qualité des eaux à North Vancouver (C.-B.), dans les deux semaines qui ont suivi. Les méthodes utilisées par ce laboratoire sont décrites dans *Analytical Methods Manual* (Environnement Canada, 1981).

Les échantillons de l'eau de l'épilimnion destinés à la détermination des espèces algales et à la mesure de leur volume ont été conservés dans des bouteilles de plastique opaque de 125 mL, au moyen de 2 mL de Lugol. Le dénombrement s'est fait plus tard, à un grossissement de 125 et de 500, par la méthode d'Utermohl (1958). Le volume des cellules a été estimé dans les échantillons prélevés en mars, au moyen de mesures de la longueur et du diamètre et de formules qui s'appliquent aux formes géométriques simples.

Des portions aliquotes (de 2 ou 3 mL) des échantillons préservés de zooplancton ont été transvasées dans une boîte de Petri en vue de l'identification et du dénombrement sous microscope de dissection. Les estimations du poids sec du zooplancton ont été obtenues pour chaque palanquée, par transformation du nombre de copépodes aux diverses étapes de leur cycle évolutif en équivalent de poids sec, au moyen d'un facteur constant, propre à chaque étape. Les cladocères ont été estimés au moyen des relations entre la longueur et la masse les plus appropriées aux espèces. Le nombre de rotifères a été transformé en unités de masse au moyen d'une constante fondée sur les formes géométriques et la masse volumique d'un spécimen. (Les détails sont donnés à l'annexe C.)

RÉSULTATS

Hydrologie

Dans l'annexe A, nous donnons les valeurs mesurées du ruissellement et du débit (obtenues aux stations hydrométriques localisées sur la figure 2) ainsi que les résultats des calculs des durées de séjour de l'eau dans les lacs. Les résultats les plus importants sont résumés au tableau 3. Les durées minimales et maximales de séjour (R_{min} et R_{max}) sont calculées à partir des extrêmes du débit donnés dans l'annexe A.

Dans la figure 3, nous donnons le schéma simplifié du pourcentage du débit sortant ou entrant dans chaque lac selon les diverses sources.

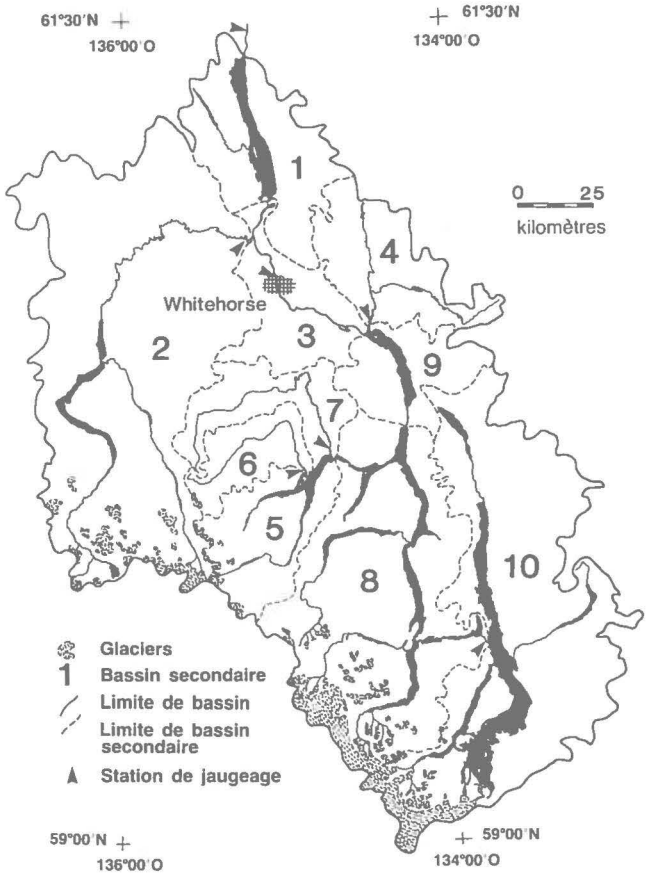

Figure 2. Bassin de drainage et stations hydrométriques de jaugeage.

APPORTS DIRECTS	APPORTS DANS LE LAC EN AVAL (%)	PRINCIPAUX TRIBUTAIRES
100%	⟶ ATLIN	
	44%	
	\ /	
39%	⟶ TAGISH ⟵	17% BENNETT
	97%	
	\ /	
3%	⟶ MARSH	
	75%	
	\ / ⟵	19% TAKHINI
6%	⟶ LABERGE	

Figure 3. Schéma du débit de la région étudiée.

Tableau 3. Durée de séjour

Lac	Durée de séjour du volume (an)				Vitesse de renouvellement (an^{-1})		
	(km^3)	R_{moy}	R_{min}	R_{max}	R_{moy}^{-1}	R_{min}^{-1}	R_{max}^{-1}
Atlin	54.4	18.4	13.7	24.2	0.05	0.07	0.04
Tagish	21.8	3.25	2.42	4.27	0.31	0.41	0.23
Marsh	1.2	0.17	0.13	0.23	5.8	7.6	4.3
Laberge	10.8	1.06	0.80	1.41	0.93	1.3	0.71
Bennett	6.0	5.37	4.01	7.06	0.19	0.25	0.14

Analyses chimiques

Seules les données représentatives ou leur synopsis sont communiqués, le listage intégral des données ayant été présenté dans un rapport préliminaire (Kirkland et Marles, 1983).

Conductivité

La conductivité spécifique (C_{25}) a très peu varié; dans la plupart des échantillons, elle se situe entre 85 et 105 $\mu S \cdot cm^{-1}$. Les minimums sont observés dans la station du sud du lac Tagish (et dans un échantillon de surface du lac Bennett). Dans le lac Atlin, les valeurs sont habituellement supérieures de 20 % à celles du lac Tagish. On ignore si cela est dû à la salinité globale inférieure des apports vers le lac Tagish ou à des modifications intralacustres telles qu'une vitesse d'évaporation plus grande dans le lac Atlin (annexe A).

La régression linéaire entre la conductivité spécifique et la somme des ions (en milliéquivalents) des échantillons prélevés en profondeur dans tous les lacs (juin 1982) révèle un coefficient de corrélation relativement élevé.

$$\text{Somme des ions} = C_{25}\ (0.021) - 0.062;\ R^2 = 0.947\ n = 36$$

Cette bonne corrélation montre que les rapports entre les divers ions sont relativement constants d'un lac à l'autre et que, par conséquent, la conductivité spécifique est une bonne mesure de la somme des ions qu'on y trouve.

La régression linéaire de la somme des ions (en parties par million) et de la silice réactive sous forme non ionique en fonction de C_{25} donne aussi une corrélation forte.

$$\text{MTD (ppm)} = C_{25}\ (0.479) + 6.405;\quad R^2 = 0.892\quad n = 36$$

Éléments nutritifs

Afin de constater les effets de l'assimilation biologique et des apports nutritifs des tributaires, nous avons calculé les concentrations moyennes lacustres. Nous avons déterminé la profondeur du métalimnion à chaque station après examen des profils thermiques continus (Carmack et Marles, 1986). Nous avons intégré les données relatives à chaque station, de la surface jusqu'au-dessus du métalimnion, puis calculé leur moyenne avec les autres stations de chaque lac afin d'obtenir la concentration moyenne lacustre.

Cependant, dans les stations A3 du lac Atlin et T6 du lac Tagish, les concentrations d'éléments nutritifs différaient considérablement des concentrations observées dans les autres stations de ces lacs. Ces deux stations sont contiguës à des tributaires d'origine surtout glaciaire, et comme les résultats qui en proviennent ont influé de façon disproportionnée sur les moyennes lacustres, ils ont été exclus de la plupart des calculs de la moyenne des éléments nutritifs et des paramètres biologiques et ils ont été traités séparément.

Pour toutes les données, nous avons calculé les moyennes annuelles et les moyennes de la saison de croissance, celle-ci étant définie comme englobant les dates d'échantillonnage de juin, d'août et d'octobre.

Phosphore

Toutes les concentrations de phosphore sont très faibles; celles du phosphore total (P_t) atteignant rarement 10 milliardièmes (ppb). La concentration de phosphore en dissolution (P_d) est habituellement inférieure à 5 ppb et souvent elle est à la limite de détection ou sous cette dernière (1 ppb ou $\mu g \cdot L^{-1}$).

Dans chaque lac, les concentrations de P_t sont presque uniformes, le phosphore particulaire (P_p) en constituant la principale fraction. Près de l'entrée du lac Laberge, P_p atteint 10 ppb en juin, probablement sous l'action des matières en suspension charriées par les cours d'eau. Des concentrations élevées semblables de P_p sont observées dans les stations du sud des lacs Atlin et Tagish, en août, au moment où le ruissellement d'origine glaciaire est à son maximum.

Tableau 4. Concentration moyenne de phosphore dans l'épilimnion à chaque prélèvement

Date et lieu de prélèvement	P_t	P_d	P_{rs}	P_p
Lac Atlin				
Juin	2.4	1.0	1.5	1.4
Août	2.6	1.25	0.75	1.3
Octobre	4.25	1.5	2.2	2.75
Mars	2.4	1.5	2.3	1.0
Lac Atlin (-A3)				
Juin	2.3	1.0	1.3	1.3
Août	1.9	1.1	0.5	0.8
Octobre	3.0	1.0	1.5	2.0
Mars	2.25	2.1	2.0	0.1
Lac Tagish (-T6)				
Juin	1.9	1.2	1.3	0.7
Août	2.3	1.2	0.6	1.1
Octobre	2.5	1.2	1.2	1.3
Mars	2.5	1.5	2.0	1.0
Lac Marsh				
Juin	3.8	1.0	1.5	2.8
Août	3.4	1.6	1.1	1.8
Octobre	2.8	1.3	1.1	1.5
Mars	4.5	2.6	1.4	1.9
Lac Laberge				
Juin	6.7	1.3	2.0	5.4
Août	5.2	1.7	0.9	3.5
Octobre	3.8	1.8	1.6	2.0
Mars	4.9	2.5	1.8	2.4

Les écarts des concentrations lacustres des diverses fractions phosphorées (tableau 4) sont minimes au cours de l'année. Les concentrations moyennes lacustres de P_p des lacs Atlin et Tagish sont maximales en octobre, tandis que dans les lacs Marsh et Laberge elles le sont en juin. Les concentrations de P_d dans tous les lacs sont maximales en mars et minimales en juin.

En général, les moyennes annuelles (An) et les moyennes de la saison de croissance (Sc) augmentent vers l'aval (tableau 5). Même si la moyenne de P_d durant la saison de croissance est inférieure à la moyenne annuelle et que la concentration de P_p est supérieure durant la saison de croissance, beaucoup de ces moyennes sont très près de la limite de détection.

Tableau 5. Concentration moyenne de phosphore dans l'épilimnion pour l'année (An) et pour la saison de croissance (Sc)

	P_t		P_d		P_{rs}		P_p	
Lac	Sc	An	Sc	An	Sc	An	Sc	An
Atlin	3.1	2.9	1.25	1.3	1.5	1.7	1.8	1.6
At (-A3)	2.4	2.4	1.0	1.3	1.1	1.3	1.4	1.1
Ta (-T6)	2.2	2.3	1.2	1.3	1.0	1.3	1.0	1.0
Marsh	3.3	3.6	1.3	1.6	1.2	1.3	2.0	2.0
Laberge	5.2	5.2	1.6	1.8	1.5	1.6	3.6	3.3

Sc – Saison de croissance.
An – Annuel.

Tableau 6a. Concentrations d'azote dans l'épilimnion ($\mu g \cdot L^{-1}$)

	N_{td}				N_p				N_{nn}			
Lac	Juin	Août	Octobre	Mars	Juin	Août	Octobre	Mars	Juin	Août	Octobre	Mars
Atlin	85	43	52	65	3	4	7	6	20	2	22	20
A-A3	86	40	48	64	3	4	5	4	19	2	7	21
Tagish	83	53	66	67	5	9	5	7	22	14	21	35
T-T6	83	45	67	68	5	7	5	7	22	6	19	36
Marsh	69	52	56	100	15	21	5	15	2	1	2	33
Laberge	118	57	90	90	9	10	5	9	25	2	22	37

	N_a				N_{md}				N_{od}			
Lac	Juin	Août	Octobre	Mars	Juin	Août	Octobre	Mars	Juin	Août	Octobre	Mars
Atlin	15	6	6	11	34	9	28	31	51	35	24	34
A-A3	15	4	6	7	34	5	13	28	52	35	35	36
Tagish	14	5	10	10	36	19	31	45	47	35	35	23
T-T6	14	5	11	6	36	11	30	42	47	34	36	27
Marsh	12	4	4	30	14	6	5	63	55	47	51	37
Laberge	18	3	13	8	43	6	35	45	75	51	55	45

Azote

Les concentrations d'azote dans ces lacs sont faibles, mais très rarement inférieures à la limite de détection. Les concentrations moyennes, pondérées selon la profondeur (tableau 6), des diverses formes d'azote dans l'épilimnion de chaque lac sont données aux figures 4 à 7.

Tableau 6b. Concentrations d'azote dans tout le lac ($\mu g \cdot L^{-1}$)

	N_{td}				N_p				N_{nn}			
Lac	Juin	Août	Octobre	Mars	Juin	Août	Octobre	Mars	Juin	Août	Octobre	Mars
Atlin	118	57	53	72	3	6	5	4	22	17	24	27
Tagish	91	68	72	74	4	8	5	4	29	28	30	38
Marsh	69	57	59	114	14	19	5	9	4	5	2	26
Laberge	129	77	94	99	7	7	5	5	30	29	30	44

	N_a				N_{md}				N_{od}			
Lac	Juin	Août	Octobre	Mars	Juin	Août	Octobre	Mars	Juin	Août	Octobre	Mars
Atlin	16	8	12	10	37	24	35	37	81	33	18	35
Tagish	13	7	8	16	41	35	38	54	50	32	34	20
Marsh	14	8	4	35	18	13	5	61	51	44	54	53
Laberge	14	4	11	6	43	33	41	51	85	43	53	48

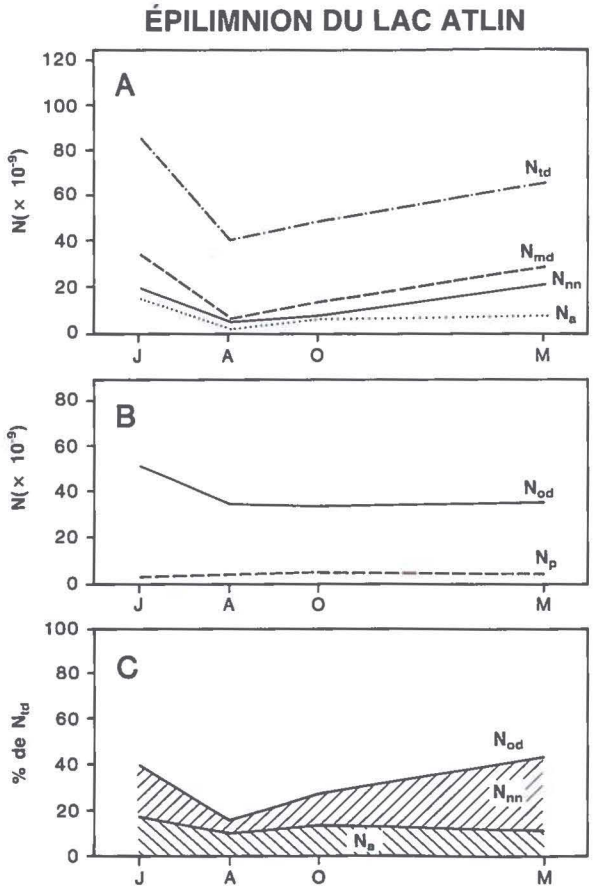

Figure 4. Lac Atlin — concentrations et composition des diverses formes d'azote dans l'épilimnion.

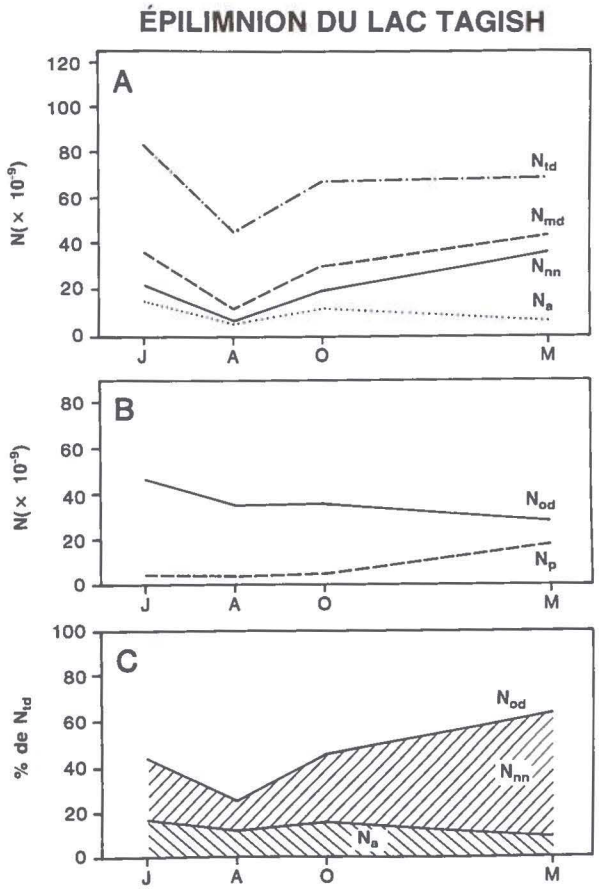

Figure 5. Lac Tagish — concentrations et composition des diverses formes d'azote dans l'épilimnion.

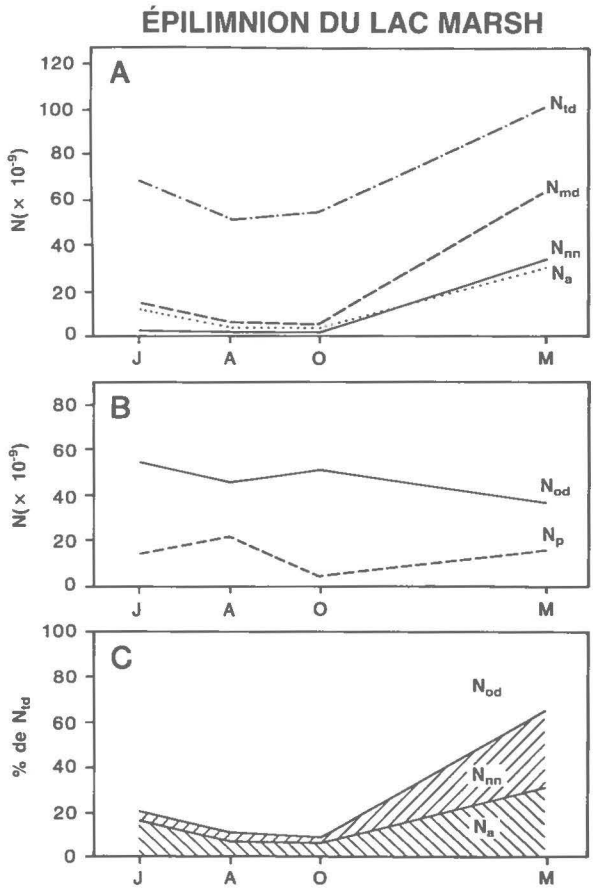

Figure 6. Lac Marsh — concentrations et composition des diverses formes d'azote dans l'épilimnion.

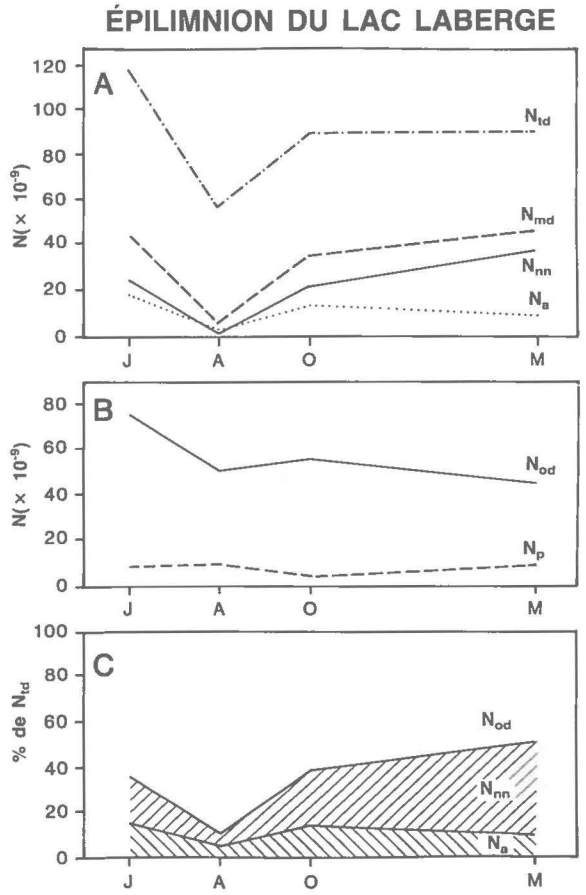

Figure 7. Lac Laberge — concentrations et composition des diverses formes d'azote dans l'épilimnion.

Dans les trois lacs les plus grands (Atlin, Tagish et Laberge), les variations saisonnières sont semblables, la concentration augmentant progressivement vers l'aval. Les concentrations d'azote total en dissolution (N_{td}) et d'azote organique en dissolution (N_{od}) sont maximales en juin. La concentration d'azote minéral en dissolution (N_{md}) est aussi maximale en juin, mais minimale en août.

Dans le lac Marsh, le comportement de l'azote diffère totalement, les maximums étant observés pour l'azote minéral en dissolution (N_{md}) et l'azote particulaire (N_p), la concentration des formes minérales étant inférieure et passant par un minimum plus étendu dans le temps. Entre mars et juin, on y observe une diminution marquée de la concentration de N_{md}, notamment de l'azote nitrique et nitreux N_{nn}).

Les écarts entre les moyennes annuelles et celles de la saison de croissance (tableau 7) sont généralement minces, sauf dans le lac Marsh. C'est N_{md} qui y subit la plus grande variation saisonnière, la moyenne de la saison de croissance se situant seulement au tiers de la moyenne annuelle. La principale fraction de N_{td} reste N_{od}, notamment dans le lac Marsh où, durant la saison de croissance, plus de 80 % de N_{td} est sous forme organique.

Tableau 7. Concentration moyenne d'azote dans l'épilimnion pour l'année et pour la saison de croissance

	N_t		N_{td}		N_{md}		N_{od}		N_p	
Lac	Sc	An	Sc	An	Sc	An	Sc	An	Sc	An
Atlin	65	66	60	61	23	26	37	36	4.3	4.75
AT (-A3)	62	64	58	60	17	20	41	40	3.8	3.8
TA (-T6)	71	72	65	66	26	30	39	36	5.7	5.9
Marsh	73	83	59	69	8	22	51	48	14	14
Laberge	96	97	88	89	28	32	60	57	8.0	8.3

Sc — Saison de croissance.
An — Annuel.

Comme beaucoup de résultats ralatifs au phosphore se situent près de la limite de détection, le rapport N/P, indicateur des facteurs limitants de la croissance biologique, est difficile à interpréter pour ces lacs. En juin, ce rapport est élevé dans l'épilimnion, ordinairement supérieure à 30, et il chute à moins de 10 en août.

Oxygène

Les concentrations d'oxygène en dissolution restent relativement élevées (généralement supérieures à 10 mg·L^{-1}) dans tous les lacs durant toute l'année. Le pourcentage de saturation, corrigé compte tenu de la température et de l'altitude (d'après Mortimer, 1981), demeure aussi élevé. Le minimum observé est de 79 % de saturation, à 138 m, dans le lac Laberge, en mars.

Paramètres biologiques

Chlorophylle du phytoplancton

Les concentrations de chlorophylle sont faibles (0.06 à 0.8 mg·m^{-3}) durant la saison de croissance. Les moyennes lacustres sont données dans le tableau 8. Les variations saisonnières dans les lacs Tagish et Marsh sont semblables (figure 8a), les maximums étant observés au printemps et en automne, les minimums en été. Dans le lac Atlin, on observe un phénomène quelque peu semblable, mais le maximum printanier est absent. Le lac Laberge diffère, le maximum étant observé en été.

Ces moyennes et les variations saisonnières ne donnent que des indications brutes, car le nombre d'échantillons prélevés en août et en octobre a été réduit à deux par station. La probabilité était donc forte de ne pas observer d'augmentation significative de la concentration de chlorophylle en août, alors que l'échantillon prélevé à une profondeur médiane (10 m) a servi à dénombrer les espèces algales. En octobre cependant, les échantillons étaient plus représentatifs à cause du brassage rapide des eaux de l'épilimnion.

Les seuls gradients horizontaux prononcés, dans un lac donné, s'observent dans les lacs Atlin et Tagish. Comme les valeurs observées à l'extrémité sud de ces lacs étaient très faibles, elles ont été exclues des calculs des moyennes lacustres.

Tableau 8. Chlorophylle (mg·m^{-3})

	Saison de croissance		Annuel	
Lac	Moy.	Phéophytine (%)	Moy.	Phéophytine (%)
Atlin (-A3)	0.28	31	0.27	28
Tagish (-T6)	0.53	27	0.44	26
Marsh	0.41	39	0.35	38
Laberge	0.56	29	0.47	28

Remarque : La moyenne annuelle pour A3 est 0.16 mg·m^{-3}

Biovolume et effectifs du phytoplancton

Le volume algal varie de 30 à 306 mm^3·m^{-3} durant la saison de croissance. La moyenne annuelle et la moyenne de la saison de croissance, dans l'épilimnion, sont données au tableau 9. Deux phénomènes saisonniers distincts sont discernables (figure 8b) : dans les lacs Atlin et Tagish, le volume culmine en août, dans les lacs Laberge et Marsh, en juin.

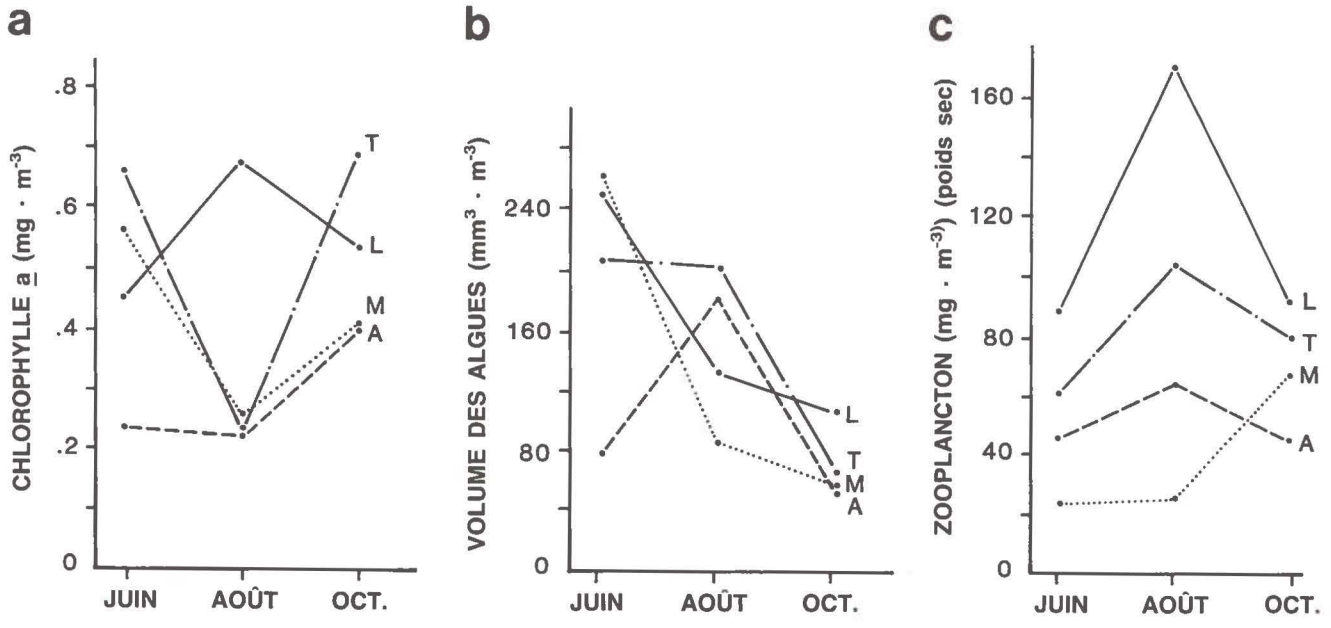

Figure 8. Moyennes lacustres a) concentrations de chlorophylle, b) volume des algues, c) concentrations des zooplanctons.

Tableau 9. Volume moyen des algues ($mm^3 \cdot m^{-3}$)

Lac	Saison de croissance	Annuel
Atlin (+A3)	99	81
Tagish (-T6)	158	123
Marsh	135	116
Laberge	163	130

Pour plusieurs raisons, ces valeurs ne sont que des estimations brutes du volume algal total. Premièrement, elles ne sont fondées que sur un échantillon par station, sauf en juin, alors que deux échantillons ont été prélevés. Deuxièmement, elles sont calculées à partir des estimations du volume des espèces observées en mars et à partir de valeurs publiées pour des espèces qui n'ont été observées que durant la saison de croissance.

Le nombre de cellules varie de 0.17 à 4.1 millions au litre. Les valeurs minimales s'observent dans les échantillons prélevés à 1 m sous la glace, en mars; les maximums, en juin et août. Leur évolution saisonnière est semblable à celle des biovolumes.

Taxonomie du phytoplancton

Tant en nombre qu'en volume (annexe B), les chrysophycées dominent chez les algues. Viennent ensuite les cryptophycées et les diatomées, selon le lac et la saison. Parfois, les dinoflagellés et les chlorophycées parviennent à un biovolume notable. À l'agrandissement qui a servi aux dénombrements (500), il a été impossible de dénombrer le picoplancton (y compris les cyanobactéries) observé.

L'algue la plus commune est une chrysophycée non identifiée qui mesure à peine moins de 8 µm. Parmi les autres chrysophycées, citons *Chromulina mikroplankton, Ochromonas elegans* et *O. silvarum*; parmi les cryptophycées répandues, *Rhodomonas lacustris* et *R. minuta* var. *nannoplanktonica.* Les diatomées sont représentées par *Cyclotella glomerata* et *Asterionella formosa*, qui forme des colonies. Chez les dinoflagellés, un gros *Periodinium* sp. (20 µm de diamètre), souvent observé dans le lac Marsh, contribue le plus à la biomasse globale des dinoflagellés.

Masse et volume du zooplancton

Les prélèvements de zooplancton ont été réalisés selon la verticale, à partir de 50 m dans les lacs profonds et à partir de 25 m dans le lac Marsh. Les résultats moyens sont montrés au tableau 10. Ces valeurs ne sont pas corrigées compte tenu de l'efficacité du filet (normalement de 60 % à 70 %, dans le cas du filet Wisconsin utilisé).

Tableau 10. Stock actuel moyen du zooplancton durant la saison de croissance (masse sèche)

Lac	Stock actuel du zooplancton	
	$mg \cdot m^{-3}$	$mg \cdot m^{-2}$
Atlin (+A3)	4.5	227
Tagish (-T6)	8.2	410
Marsh	3.9	99
Laberge	11.9	593

Les trois lacs les plus profonds connaissent les mêmes variations saisonnières, la biomasse maximale étant observée en août (figure 8c). Dans le lac Marsh, l'été correspond à la concentration minimale, octobre au maximum.

Taxonomie du zooplancton

Les groupes dominants sont les copépodes et les rotifères. Les cladocères sont aussi présents, mais leurs effectifs ne sont notables que dans les lacs Marsh et Laberge. Le nombre de cellules prélevées à chaque palanquée est donné à l'annexe C.

L'espèce dominante est le copépode carnivore *Cyclops scutifer* (1.2 mm chez les femelles et 0.95 mm chez les mâles). Habituellement, vient au second rang le copépode herbivore *Diaptomus pribilofensis* (0.9 mm). Beaucoup moins fréquents sont *Senecella calanoides* (2.3 mm) (dans le lac Laberge seulement) et *Heterocope septentrionalis* (2.3 mm). Les dimensions de ces quatre espèces sont dans la partie inférieure des intervalles de grosseur cités dans les publications.

Les rotifères les plus répandus sont *Kellicottia longispina* et *Conochilus unicoris*. En août, dans le lac Marsh, domine un rotifère *Synchaeta* sp. Les populations de rotifères sont probablement sous-estimées, car les ouvertures de 110 µm du filet à plancton ont laissé s'échapper ces petits organismes.

Le cladocère le plus répandu est *Daphnia longiremis*, tandis que *D. pulex* (var. *middendorffiana* ?) et *D. rosea* (var. *longispina* ?) sont aussi présents. *Eubosmina coregoni* (var. *longispina* ?) est souvent observé sans être nombreux. *Leptodora kindtii*, capturé seulement dans les lacs Marsh et Laberge, ne mesure que 6 mm de longueur, comparativement à 20 mm, la longueur donnée dans les publications.

Les cortèges d'espèces (tableau 11) révèlent trois associations différentes. Dans les lacs Atlin et Tagish, on trouve les mêmes espèces en proportions à peu près semblables, bien que dans le lac Atlin, les effectifs soient

quelque peu moindres. Dans le lac Marsh, on trouve davantage de cladocères, notamment le gros prédateur *Leptodora*. Souvent aussi, on capture des chironomidés dans le lac Marsh. Le lac Laberge se caractérise par des effectifs élevés des rotifères et de copépodes.

Tableau 11. Cortège de zooplancton

Lac	Rotifères	Copépodes	Cladocères
Atlin et Tagish	*Kellicottia*++ *Conochilus*++	*C. scutifer*+++ *D. pribilofensis*++	*D. pulex*+ *Eubosmina*+
Marsh	*Synchaeta*+++ *Kellicottia*++	*C. scutifer*+ *D. pribilofensis*+	*D. longirenis*++++ *Leptodora*++
Laberge	*Conochilus*++++ *Kellicottia*+	*C. scutifer*++++ *D. pribilofensis*+++ *Senecella*+	*D. longirenis*++ *D. rosea*+ *Leptodora*+

Abondance relative + = peu nombreux, ++++ = très nombreux.

ANALYSE

Deux facteurs influent énormément sur le caractère général des conclusions relatives aux caractéristiques nutritives et biologiques des lacs. Premièrement, les données n'ont été recueillies que sur une année, ce qui fait que les variations interannuelles sont inconnues. Deuxièmement, la fréquence des échantillonnages et le nombre d'échantillons prélevés dans chaque lac sont caractéristiques d'une étude de reconnaissance.

Paramètres physiques

Les paramètres physiques influent considérablement sur les caractéristiques chimiques et biologiques de ces lacs, les basses températures, le mélange en profondeur, le renouvellement des eaux et la turbidité étant tous importants.

Température

La température des lacs est suffisamment faible pour influer à la baisse sur la production biologique. L'englacement commence tard et se termine tard (décembre à mai), ce qui raccourcit la saison de croissance (mai à octobre), qui commence sous la couverture de glace.

Brassage

Au début de la saison de croissance (juin), après la disparition de la glace, les grands lacs (Atlin, Tagish et Laberge) sont très peu stratifiés et sont donc soumis à un brassage en profondeur sous l'influence des périodes de vent. Ce brassage en profondeur peut masquer les modifications, d'origine biologique, des concentrations d'éléments nutritifs. Non seulement l'effet de ces modifications est dilué dans un grand volume d'eau, mais la production d'algues est probablement empêchée par le brassage à des profondeurs inférieures à celle du point de compensation par photosynthèse.

Renouvellement des eaux

La vitesse estivale de renouvellement de l'eau de l'épilimnion de ces lacs est inférieure à la vitesse annuelle (tableau 3). Si le renouvellement est suffisamment rapide, l'augmentation de la biomasse algale peut être réduite. C'est ce qui arrive probablement dans le lac Marsh et, dans une moindre mesure, dans le lac Laberge, où la durée de séjour des eaux de l'épilimnion peut être d'à peine 27 et 77 jours respectivement (volume de la tranche jusqu'à 30 m divisé par le débit moyen en août; 1943 à 1982).

Turbidité

Les deux principales sources de turbidité (d'origine minérale) dans ce bassin sont la farine glaciaire et les sédiments glacio-lacustres remis en suspension. La farine glaciaire est transportée vers les lacs par les affluents du sud-ouest surtout et elle est particulièrement observable dans les lacs Atlin et Tagish à la fin de l'été. Le fleuve Yukon, près de Whitehorse, et la rivière Takhini traversent des berges formées de dépôts glacio-lacustres. Une turbidité fluviale maximale accompagne vraisemblablement les débits maximaux et elle survient au début de l'été.

Chimie des éléments nutritifs

Phosphore

Les concentrations de phosphore total sont inférieures à celles qui sont observées dans des lacs plus petits du bassin du Yukon (Shortreed et Stockner, 1985). En effet, la moyenne pour la saison de croissance (été), soit (3.3 $\mu g \cdot L^{-1}$), n'est d'à peu près que la moitié de celle qui est mesurée dans les lacs plus petits (6.0 $\mu g \cdot L^{-1}$).

Le phosphore total se trouve surtout sous forme particulaire (61 % de P_t observé durant la saison de croissance), et ce P_p est maximal lorsque les concentrations des sédiments fluviaux en suspension sont maximales. Même si la bioassimilabilité de P_p n'a pas été déterminée, elle exerce un effet notable sur celle du phosphore total. (Gray et Kirkland, 1982). Par exemple, dans le sud des lacs Atlin et Tagish, les sédiments en suspension sont probablement constitués d'une forte proportion d'apatite et, dans ce cas, la bioassimilabilité de P_p (donc de P_t) serait faible. Ainsi, pour ces lacs P_t peut être un indicateur peu fiable de la concentration de phosphore bioassimilable (P_{ba}).

Les concentrations de phosphore en dissolution (P_d) diminuent rapidement de mars à juin : d'un facteur de 2 dans les lacs Marsh, Laberge et Atlin (-A3). Durant le reste de la saison de croissance cependant, elles varient peu. Les méthodes d'analyse chimique habituelles n'ont pas permis de contrôler la dynamique du phosphore, et des mesures directes du temps de renouvellement du phosphore seraient utiles.

Les concentrations du phosphore réactif soluble (P_{rs}) sont, dans l'intervalle de l'erreur expérimentale, les mêmes que celles de P_d. Beaucoup d'analyses ont donné des résultats inférieurs à la limite de détection, et les concentrations dosées de P_{rs} sont souvent à peine supérieures à celles de P_d. Ces résultats portent à croire que la concentration de P_{od} est extrêmement faible.

Azote

La concentration moyenne de N_t durant la saison de croissance (76 $\mu g \cdot L^{-1}$) est de seulement 20 % de celle qui a été observée dans les lacs plus petits du bassin du Yukon (Shortreed et Stockner, 1985). Comme N_p ne constitue qu'une petite fraction de N_t, les variations de ce dernier sont corrélées à des modifications des constituants de N_{td}. Comme dans la plupart des lacs, les concentrations de N_{td} dans ces lacs aux sources du Yukon sont maximales au début de la saison de croissance (mars à juin), avant l'assimilation de N_{md} par les algues.

Dans ces lacs habituellement, N_{td} est surtout constitué de N_{od}, dont les concentrations sont maximales en juin et diminuent avant août. La production de phytoplancton ou les apports dus au ruissellement de l'eau de fonte sont des sources possibles de cette augmentation (Daley et coll., 1981). Si cette matière organique est autochtone, alors la production de ces lacs sous la glace est considérable. La diminution qui survient avant août pourrait être attribuable à l'assimilation des bactéries hétérotrophes qui pourraient ensuite constituer une source de carbone et d'azote pour certains zooplanctons. Une partie de cette diminution peut s'expliquer par la dilution causée par le ruissellement glaciaire, faible en N_{od}.

La concentration de N_{nn} diminue rapidement au printemps et est parfois inférieure à la concentration d'azote ammoniacal. Cependant, les concentrations moyennes d'azote nitrique dans l'épilimnion, durant la saison de croissance restent supérieures à la limite de détection dans tous ces lacs, tandis que dans neuf des 19 petits lacs du bassin du Yukon (Shortreed et Stockner, 1985) les moyennes sont inférieures à la limite de détection. La période optimale de l'absorption des nitrates par les algues se situe peut-être entre la fonte et la disparition des glaces. L'éclairement est alors probablement suffisant pour la photosynthèse, et l'absence de vent ne provoque pas de brassage. Sous la glace, l'absorption qui survient dans le lac Marsh pourrait expliquer la très faible concentration de nitrates observée à la mi-juin.

La présence de quantités modérées d'ammoniac durant la saison de croissance dénote que l'offre dépasse la demande et elle serait imputable à l'excrétion d'ammoniac par le zooplancton. En août, il est probable que le phytoplancton ne puisse utiliser l'ammoniac à mesure qu'il est produit à cause des faibles concentrations de P qui agit alors comme facteur limitant.

Les concentrations d'azote particulaire restent si faibles que les variations saisonnières ne sont pas significatives. La composition de ce constituant (algues, bactéries, nauplius, détritus, etc.) n'a pas été déterminée.

Même si, dans les quatre grands lacs, les concentrations de P_t sont inférieures de moitié à celles qu'on trouve dans les lacs plus petits du Yukon (Shortreed et Stockner, 1985), les valeurs typiques de N_t sont inférieures à 20 % des concentrations trouvées dans les autres lacs. Cependant, malgré une faible concentration d'azote, N_{md} reste supérieure à la limite de détection durant toute l'année. Même si le rapport N/P chute de plus de 30 en juin, à moins de 10 en août, les très faibles concentrations d'éléments nutritifs font qu'on ne peut trop se fier à ce rapport. L'exactitude et la précision de la méthode de dosage de P_d sont des facteurs significatifs dont il faut tenir compte quand on considère la justesse et l'utilité de ce rapport. De même, la proportion d'azote et de phosphore disponibles pour la production et leurs vitesses relatives de renouvellement sont inconnues. L'absence d'algues bleues dénote indirectement que le rapport N_{ba}/P_{ba} (le rapport de l'azote bioassimilable au phosphore bioassimilable) reste constamment élevée (>10).

Interactions physico-chimiques spécifiques

Des processus physiques, particuliers à chaque lac, modifient le tableau général que nous venons de brosser.

Lacs Atlin et Tagish

Ce sont les lacs les plus profonds du groupe étudié et le renouvellement de leurs eaux y est le plus lent. Le brassage en profondeur, sous l'action des forces de convection, au début de la saison de croissance (phénomène probablement commun à tous ces lacs), y est tout à fait évident et il empêche l'accroissement de la biomasse. Ces deux lacs possèdent aussi des gradients de turbidité horizontale prononcés. Dans les stations les plus méridionales, la turbidité,

due surtout à des sources glaciaires, est typiquement plusieurs fois celle qui est observée en d'autres stations. À T6 et T4, la profondeur de disparition du disque de Secchi en août est de 1.0 et de 11.0 m, respectivement. La pénétration de la lumière est réduite de telle sorte que la production biologique peut être limitée. En août, la biomasse du phytoplancton dans les parties sud des lacs Atlin et Tagish était inférieure à celle qui était observée en d'autres stations de chacun de ces lacs. En octobre, on a également noté des concentrations plus faibles de chlorophylle. La biomasse algale lacustre atteint son maximum en août, entre le moment où se produit le brassage et celui où apparaît la turbidité.

Lac Marsh

Parmi les quatre lacs étudiés, c'est le plus petit, le moins profond et le plus chaud. En outre, c'est dans ce lac que la turbidité est la moins forte. Ce lac se réchauffe plus rapidement que les autres, ce qui fait que la biomasse y atteindrait son maximum plus tôt. Le réchauffement hâtif de ce lac survient à une date significativement différente de celle des autres lacs, et le phénomène devrait être étudié davantage. Un fait intéressant est la présence d'une vaste superficie d'eau peu profonde près de l'émissaire du lac Tagish, qui sert à préchauffer l'eau avant qu'elle ne gagne le lac Marsh par son émissaire.

Dans le lac Marsh, la faible profondeur et la chaleur de l'eau augmentent les possibilités de régénération et de recyclage des sédiments ainsi que l'importance des organismes benthiques. Cependant, c'est dans ce lac que le renouvellement est le plus rapide et que l'apport relatif d'eau par un lac d'amont est le plus élevé (figure 3). Par conséquent, l'effet physique du renouvellement de l'épilimnion, qui, en été, descend près du fond, pourrait être un facteur important de l'équilibre nutritif et des paramètres biologiques. En été, la plus grande partie des apports d'eau (de l'épilimnion du lac Tagish) est déjà appauvrie en éléments nutritifs. Ainsi, la durée de séjour très courte de l'eau alliée à un apport très faible d'éléments nutritifs empêche la prolifération estivale de phytoplancton; c'est ce qui explique que sa biomasse culmine au début de l'été.

Lac Laberge

Comme la durée de séjour de l'eau y est intermédiaire, ce lac subit aussi l'influence de ses tributaires. Une fraction importante des apports d'eau (19 %) provient de la rivière Takhini dont les berges, en périodes de fort débit, perdent des quantités élevées de sédiments glaciaires. En aval du lac Marsh, le fleuve Yukon entraîne aussi des sédiments. Ces eaux troubles, en entrant dans le lac Laberge, subissent la force de Coriolis, longent la rive droite et produisent des tourbillons d'eau chargée de sédiments qui sont clairement visibles sur les 48 km de longueur du lac (Ball,1983). Un réseau d'échantillonnage plus dense montrerait sans doute des variations latérales prononcées dans les caractéristiques chimiques et biologiques de ces eaux.

Parmi les quatre lacs étudiés, le lac Laberge est le plus riche en éléments nutritifs, car il reçoit des apports supplémentaires de la rivière Takhini et de l'usine d'épuration de Whitehorse (12 000 habitants). Les estimations préliminaires selon des données de Jack et coll. (1983) et de Bethell (1981), montrent que l'usine d'épuration peut accroître la concentration de P_t dans le fleuve, à la hauteur de Whitehorse, d'environ 4 $\mu g \cdot L^{-1}$, en période d'étiage (hiver et printemps) et de 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ durant la crue. Cette augmentation est de l'ordre de 10 % à 20 %, et une grande partie de ce phosphore total ajouté peut être facilement assimilable par les algues du lac. L'usine d'épuration déverse aussi des quantités notables d'ammoniac; cependant, même fragmentaires, les données ne portent à croire qu'à des augmentations de 1 à 4 $\mu g \cdot L^{-1}$ (<5 % des concentrations naturelles de N_{td}). Malgré ces apports, l'augmentation estivale de biomasse dans le lac peut être empêchée par la turbidité. Le maximum de la biomasse algale s'observe en juin, bien que la concentration de chlorophylle culmine en août. Dans l'ensemble, le lac Laberge semble le plus productif des quatre lacs étudiés, car, outre les concentrations maximales d'éléments nutritifs, il manifeste le plus fort appauvrissement d'oxygène dans l'hypolimnion, au cours de l'hiver.

Paramètres biologiques

Phytoplancton

Dans les quatre lacs, la biomasse algale est très faible, comme on pourrait s'y attendre à cause des faibles concentrations d'éléments nutritifs et à cause des conditions physiques relativement rigoureuses. En comparaison, dans beaucoup des petits lacs (1.6 à 90 km^2) du bassin du Yukon, la biomasse moyenne estivale est plus élevée (Shortreed et Stockner, 1985). Le brassage qui se fait plus en profondeur, la turbidité plus accentuée ou ces deux facteurs, qui agissent dans les grands lacs étudiés, ainsi que les teneurs plus faibles en éléments nutritifs sont probablement à l'origine de cette faible biomasse.

Les relations entre la chlorophylle, d'une part, et P_t et N_t, d'autre part, n'étaient pas significatives au seuil de 5 % (tableau 12). Évidemment, le petit nombre de paires de données (4) exige un coefficient de régression très élevé pour que la relation soit significative. Dans l'étude de Shortreed et Stockner (1985), 35 % de la variation de la concentration de chlorophylle pouvait être imputée à P_t, au

Tableau 12. Relations de régression entre les valeurs observées durant la saison de croissance

Variable dépendante	Variable indépendante	Coordonnée à l'origine	Pente	n	r^2	r^2*
Chlorophylle *a*	P_t	0.29	0.049	4	0.27	0.90
Log chlorophylle *a*	log P_t	- 0.55	0.377	4	2.23	0.90
Chlorophylle *a*	N_t	- 0.07	0.0068	4	0.60	0.90
Biovolume	P_t	117	6.67	4	0.091	0.90
Biovolume	N_t	29	1.45	4	0.50	0.90
Zooplancton	P_t	2.5	1.6	3	0.47	0.99
Zooplancton	N_t	- 8.5	0.21	3	0.87	0.99
Zooplancton	Chlorophylle *a*	0.45	18	3	0.82	0.99
Zooplancton	Biovolume	- 4.9	0.093	3	0.81	0.99
Chlorophylle *a*	N_{nn}†	- 0.08	0.0166	4	0.91	0.90
Chlorophylle *a*	P_{rs}†	0.46	- 0.008	4	0.0003	0.90
Biovolume	N_{nn}†	24	3.63	4	0.95	0.90
Biovolume	P_{rs}†	202	-34	4	0.193	0.90

Remarques : L'indice * indique la valeur exigée pour le caractère significatif au seuil de 5 %. L'indice † dénote les valeurs observées au printemps.

seuil de 1 % de signification, après transformation logarithmique de 19 paires de données. Dans les quatre lacs que nous avons étudiés, le rapport de la chlorophylle à P_t était inférieur au rapport calculé pour les lacs étudiés par Shortreed et Stockner. Si ce rapport inférieur est confirmé par des prélèvements plus étendus, il peut dénoter une disponibilité biologique inférieure de P_t dans l'épilimnion de ces grands lacs aux sources du Yukon.

Nous avons établi une régression entre les algues indicatrices de la saison de croissance et les concentrations de N_{nn} et de P_{rs} à la fin de l'hiver. Ces deux dernières valeurs pourraient constituer une fraction importante de l'apport nutritif bioassimilable au printemps et en été. La relation entre N_{nn} sous la glace, en mars, et la chlorophylle et le volume de biomasse durant la saison de croissance était significative au seuil de 5 % (tableau 12). D'autre part, la relation entre P_{rs} et ces indicateurs biologiques n'était pas significative. L'interprétation de l'effet limitant respectif de N ou de P, qui en découle, ne peut être que spéculative, vu le peu de données sur lesquelles elle repose; cependant, elle indique l'importance de N par rapport à P dans ces lacs.

Les fluctuations saisonnières de la biomasse sont le plus visibles si on retient le volume de cette biomasse (Nicholls et Dillon, 1978). Dans les lacs Marsh et Laberge, on observe des maximums distincts au début de l'été (figure 8b). Dans le lac Atlin et, dans une certaine mesure, dans le lac Tagish, la biomasse culmine à la mi-été. Ce décalage peut être dû à l'effet négatif qu'exercent sur la biomasse la chasse rapide de l'eau et la forte turbidité des lacs Marsh et Laberge respectivement, à la mi-été; de même qu'à l'effet négatif du brassage prolongé en profondeur au début de l'été dans les lacs Atlin et Tagish.

La composition des espèces algales était plus typique de certains lacs de fjords de la Norvège que d'autres grands lacs oligotrophes du Canada à cette latitude. Les lacs norvégiens où les concentrations de chlorophylle sont inférieures à 2 $mg \cdot m^{-3}$ abritent des associations d'algues dominées par les chrysophycées et les cryptophycées (Rognerud et Kjellberg, 1984) à l'instar de ces lacs du Yukon. Les diatomées dominent dans la plupart des grands lacs des Territoires du Nord-Ouest et du Labrador (Duthie, 1979; Moore, 1980). Même si dans certains grands lacs des Territoires, la chrysophycée *Dinobryon bavericum* est l'espèce la plus fréquente (Moore, 1978), *Dinobryon* sp. n'était pas répandu dans les lacs que nous avons étudiés.

Dans les trois lacs les plus profonds, les algues ne différaient pas beaucoup. La grande proportion de dinoflagellés dans le lac Marsh indiquerait que sa faible profondeur et la température plus élevée de l'eau influent fondamentalement sur la composition des espèces. Cependant, dans les quatre lacs, la biomasse des algues bleues est faible, caractéristique commune à la plupart des lacs subarctiques (Holmgren, 1985).

Nos données fragmentaires sont muettes sur la répartition verticale des algues. Cependant, la relation entre le volume des algues et la chlorophylle en juin

$$\text{Chl } (mg \cdot m^{-3}) = 0.0737 + 0.0015 \text{ volume algal } (mm^3 \cdot m^{-3})$$

$$R^2 = 0.717 \qquad p < 0.01 \qquad n = 10$$

appliquée aux données relatives au volume observé en août permet d'estimer la concentration de chlorophylle à une profondeur intermédiaire en août. Ainsi, durant ce mois, la biomasse près de la surface du lac Laberge culmine tandis

que dans les lacs Atlin et Tagish le phénomène s'observe généralement à des profondeurs supérieures. L'effet de la faible densité de notre réseau d'échantillonnage est de faire systématiquement tendre la concentration moyenne de chlorophylle vers le haut, dans le lac Laberge, et vers le bas, dans les lacs Atlin et Tagish, en août. Quant au volume algal, l'erreur s'exerce dans le sens inverse. La biomasse était probablement homogène en octobre, les profils thermiques trahissant un brassage en profondeur dû à la convection.

Zooplancton

La biomasse du zooplancton était très faible, beaucoup plus faible que dans tout autre petit lac de la région (Shortreed et Stockner, 1985). Même si la température et les prédateurs influent sur la biomasse du zooplancton, de fortes corrélations avec la teneur en chlorophylle durant la saison de croissance (concentration des aliments) ont été observées dans d'autres lacs. Par exemple, Rognerud et Kjellberg (1984) ont constaté que, dans 28 lacs norvégiens, la biomasse moyenne du zooplancton durant la saison de croissance (dans les 20 m supérieurs) était linéairement proportionnelle à la teneur moyenne en chlorophylle (dans les 10 m supérieurs) durant la saison de croissance :

$$\text{Zoop } (\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}) = 0.65 + 18 \text{ Chl } (\text{mg}\cdot\text{m}^{-3})$$

$$R^2 = 0.62 \qquad p < 0.01 \qquad n = 28$$

Dans les trois lacs profonds du Yukon (à l'exclusion du lac Marsh), nous avons trouvé une relation linéaire semblable (tableau 12), mais non significative au seuil de 5 %, au moyen des données relatives au zooplancton dans les 50 m supérieurs et des données relatives à la chlorophylle dans les 30 m supérieurs. Comme, pour le lac Marsh, la relation entre le zooplancton et le phytoplancton semble différer, à cause de la faible profondeur et du renouvellement rapide de l'eau; les données relatives à ce lac n'ont servi à aucune des analyses ultérieures de corrélation. Il s'agit d'une conclusion très préliminaire, car les données sont très fragmentaires. Cependant, on devine que le zooplancton semble dépendre fortement de la biomasse des algues dans ces grands lacs aux sources du Yukon. Il existait aussi une corrélation semblable entre le zooplancton et le volume algal.

La corrélation entre la biomasse moyenne du zooplancton durant la saison de croissance et N_t était presque significative au seuil de 5 % (tableau 12). La corrélation avec P_t ne l'était pas. La corrélation entre le zooplancton et N_t reflète peut-être l'insertion des atomes d'azote dans les protéines du zooplancton. Ainsi, dans ces lacs, la concentration d'azote disponible total pourrait être une mesure du stock potentiel de zooplancton.

Le tableau des espèces dominantes (tableau 11) porte à croire à des différences fondamentales dans la structure des réseaux trophiques des quatre lacs. Que celui du lac Marsh diffère tout à fait de celui des lacs plus profonds, il n'y a là rien de surprenant, compte tenu de la faible profondeur et de la température élevée de l'eau du premier. Il est probable que les effectifs du benthos suffisent à influer sur la composition de la biomasse et des espèces du zooplancton de ce lac. La concentration la plus forte de zooplancton durant la saison de croissance a été observée dans le lac Laberge. La prolifération des rotifères et des cladocères filtreurs porte à croire à la présence de plus grandes quantités de bactéries et de picoplancton que dans les lacs d'amont. Dans les lacs Atlin et Tagish, la rareté relative des rotifères semble indiquer que la biomasse des proies de ces organismes est moindre.

Entre les lacs Atlin et Tagish, d'une part, et Marsh et Laberge, d'autre part, la composition des espèces de cladocères différait constamment. Dans les deux lacs d'amont, le gros organisme *Daphnia pulex* était le cladocère dominant, tandis qu'il était rare dans les lacs d'aval où les daphnée *D. rosea* et *D. longiremis*, moins gros, étaient communs. Archibald (1977) a constaté que la grosse daphnée *D. middendorffiana* dominait en l'absence de poissons planctonivores tels que *Coregonus clupeaformis* et *C. sardinella* dans les lacs du Yukon qu'il a étudiés. Il semblerait donc que les poissons planctonivores puissent avoir influé sur la composition des espèces de zooplancton dans les lacs Marsh et Laberge.

Enfin, la présence de *Senecella calanoides* dans le lac Laberge recule les limites du domaine connu de répartition de cette espèce. Le seul autre lac du bassin du Yukon où on a signalé sa présence (Lindsey et coll., 1981) est le lac Kusawa, dans le bassin de la rivière Takhini, en amont du lac Laberge.

On trouve au tableau 13 un synopsis des caractéristiques lacustres.

INCIDENCES DES TRAVAUX DE MISE EN VALEUR

Parmi les plans d'aménagement hydroélectrique de la région, citons la construction d'un barrage sur la rivière Atlin et la dérivation du cours de cette rivière vers le sud, via un autre bassin de drainage, la régularisation de son cours actuel ou les deux.

La dérivation ne modifierait pas la durée apparente de séjour des eaux dans le lac Atlin, mais elle l'accroîtrait dans les autres lacs (où les apports d'eau seraient diminués). La production biologique dans la partie centrale du lac Atlin, pourrait s'accroître légèrement à cause de l'augmentation

Tableau 13. Synopsis des caractéristiques lacustres

Paramètre	Lacs Atlin et Tagish	Lac Marsh	Lac Laberge
Durée de séjour	longue	courte	moyenne
Turbidité	apports glaciaires	faible	rivière Takhini
MTD* (ppm)	45 à 55	47	50 à 55
Apports nutritifs estivaux	faibles	très faibles	rivière Takhini et eaux usées de Whitehorse
Biomasse algale	minimale et modérée	modérée	maximale
Moment du maximum de la biomasse algale	août	juin	juin
Zooplancton dominant	copépodes	cladocères	rotifères et copépodes

*MTD = Matières totales en dissolution.

de la quantité d'éléments nutritifs assimilables dans cette partie du lac et de leur dilution moindre par les eaux de fonte glaciaire pauvres en éléments nutritifs. En outre, si les eaux troubles du glacier traversent le lac et en sortent moins mélangées, il y aura diminution de la turbidité dans la partie centrale. Les effets exercés sur les modifications saisonnières dépendraient des caractéristiques spécifiques du ou des ouvrages de régularisation qui seraient construits.

Dans les lacs Tagish et Marsh, la durée de séjour de l'eau serait multipliée par 1.7; dans le lac Laberge, par 1.4, ce qui est peu, mais, dans les divers bras du lac Tagish, les écarts pourraient être plus grands. Par exemple, dans l'anse Graham, qui relie le lac Tagish et le lac Atlin, la durée de séjour serait très fortement modifiée. Les caractéristiques de brassage des sédiments charriés par la rivière Swanson et qui entrent dans le lac Tagish par le sud pourraient être modifiées, et le gradient de turbidité changé. La conductivité de l'eau du lac Tagish pourrait décroître et la concentration d'éléments nutritifs augmenter si l'émissaire du lac Atlin est dérivé vers le sud.

Les eaux du lac Marsh pourraient toujours se renouveler rapidement (en moins de 4 mois, sur une échelle annuelle). Cependant, la diminution des débits estivaux pourrait se traduire par un allongement notable de la durée de séjour durant la saison de croissance. Si l'ouvrage qui se trouve actuellement au lac Marsh sert à stocker l'eau durant l'été (pour la production d'électricité en hiver et au printemps), la durée de séjour durant la saison de croissance serait prolongée. Les concentrations d'éléments nutritifs toutefois resteraient probablement très faibles.

Dans le lac Laberge, les concentrations d'éléments nutritifs augmenteraient probablement à cause de la dilution moindre des apports de l'usine d'épuration de Whitehorse et de la rivière Takhini. La turbidité des eaux du lac augmenterait, car un pourcentage plus grand des apports proviendrait de la rivière Takhini, aux eaux troubles.

La régularisation plutôt que la dérivation des eaux de la rivière Atlin ne modifierait pas la durée apparente de séjour annuelle des eaux des quatre lacs, mais elle influerait sur ses fluctuations saisonnières. L'emmagasinement de l'eau dans le lac Atlin, durant la saison de croissance, augmenterait en aval les possibilités de multiplication de la biomasse par diminution de l'effet de purge (Reid Crowther, 1983). L'augmentation du débit hivernal pourrait modifier les caractéristiques printanières de la glace (notamment dans l'anse Graham) ainsi que la dynamique des éléments nutritifs au début de la saison de croissance (sous la glace).

Les modifications chimiques et biologiques cumulatives résultant des nouveaux régimes hydrologiques pourraient être complexes (Daley et coll., 1981). Même si, dans l'ensemble, les caractéristiques limnologiques moyennes du réseau ne sont pas appelées à changer, les modifications tant locales qu'à une échelle plus petite même, pourraient être notables. Des études plus détaillées seraient souhaitables au stade de l'avant-projet.

Malgré les effets prononcés des processus physiques sur ces lacs, la productivité biologique y reste probablement déterminée par les éléments nutritifs. De fait, les concentrations observées dans tous les lacs sont si faibles qu'une augmentation modérée devrait avoir des effets positifs. L'accroissement artificiel des concentrations d'éléments nutritifs ou la fertilisation constituent donc une option possible d'aménagement pour augmenter la production halieutique. Dans le lac Atlin, où la durée de séjour est la plus longue et où on trouve les concentrations les plus faibles d'éléments nutritifs, le séjour des éléments nutritifs ajoutés serait prolongé, ce qui recèle les plus grandes possibilités d'accroissement de la biomasse. Le lac Marsh, malgré le renouvellement rapide de ses eaux, constitue

aussi un candidat à l'aménagement à cause de sa température relativement modérée et de la faible concentration d'éléments nutritifs durant la saison de croissance.

Selon nos données, l'usine d'épuration de Whitehorse n'a pas besoin de se doter de techniques de traitement tertiaire. En effet, la croissance à venir de cette localité, qui s'accompagnera d'une augmentation des rejets d'éléments nutritifs dans ses effluents, pourrait avoir des résultats biologiques positifs sur le lac Laberge. Actuellement, la biomasse des algues dans ce lac n'est pas excessive, tandis que l'appauvrissement de l'oxygène durant l'hiver est faible. Si le zooplancton et le poisson sont rationnés en nourriture, alors l'augmentation des concentrations d'éléments nutritifs pourrait accroître la production halieutique à divers degrés dans chacun de ces quatre grands lacs aux sources du Yukon.

TRAVAUX À VENIR

Notre étude préliminaire a permis de cerner plusieurs possibilités de recherche et besoins d'information. En ce qui concerne le cycle des éléments nutritifs, les modifications les plus considérables surviennent au début du printemps, sous la glace. Malheureusement, cette saison est celle où l'échantillonnage est le plus difficile et le plus coûteux. Les crues et la fonte de la glace exigent l'utilisation d'hélicoptères dont l'emploi, pour des prélèvements sécuritaires, est coûteux. Après la disparition des glaces, alors qu'on pourrait utiliser une embarcation, l'accès limité et les faibles hauteurs d'eau rendent sa mise à l'eau difficile. La solution, bien que coûteuse, serait le recours à de petits aéroglisseurs.

Afin d'obtenir des renseignements plus précis sur la productivité biologique potentielle de ces lacs, il faudrait instituer une campagne d'échantillonnage plus intensive. Nous avons besoin de mesures directes de la production primaire durant tout le cycle limnologique. Il serait utile de connaître le pourcentage de production sous la glace ainsi que les estimations des vitesses d'échange du carbone. Il en serait de même du bilan des éléments nutritifs dans chacun des lacs.

Pour déterminer les bilans et les flux des éléments nutritifs dans l'ensemble de chaque lac, il faudrait compter sur des méthodes d'analyse améliorées et sur un échantillonnage plus intensif. Les concentrations extrêmement faibles d'éléments nutritifs observées dans ces lacs constituent un problème. Nous avons besoin de méthodes dont les limites de détection soient abaissées et dont la précision soit accrue, notamment en ce qui concerne le phosphore. L'appareil CTD d'Applied Micro-systems que nous avons utilisé n'a pas permis l'obtention de renseignements entre le moment des prélèvements en vue des analyses physiques et celui des prélèvements en vue des analyses chimiques. Si c'était possible, on pourrait choisir des profondeurs pour les prélèvements destinés à l'analyse chimique afin de mieux échantillonner les tranches thermiques déterminées. Une étude plus longue (étalée sur plusieurs années) permettrait de mieux choisir les stations d'échantillonnage et procurerait de meilleures estimations des valeurs moyennes lacustres et de la variabilité interannuelle. Cette dernière peut être supérieure aux variations intra-annuelles ou interlacustres.

Des recherches supplémentaires sont aussi à faire sur la bioassimilabilité des éléments nutritifs sous leurs diverses formes. Les corrélations entre P_t et la chlorophylle laissent à désirer; la situation pourrait être corrigée si on disposait de renseignements sur la bioassimilabilité des formes de P_t. De même, il serait utile de disposer de renseignements sur l'azote bioassimilable (N_{ba}) de même que sur les sources, la composition et le devenir de N_{od}. Une fraction importante de ces matières peut ne pas être disponible pour la production biologique, ce qui entacherait d'erreurs les estimations qu'on en tire de la production potentielle de phytoplancton et de poisson.

Des études plus détaillées des interactions entre le phytoplancton, le zooplancton et le poisson, à l'échelle annuelle, seraient utiles à l'évaluation des possibilités halieutiques de ces lacs. On devrait aussi étudier l'efficacité trophique des chaînes alimentaires du Nord et l'importance du rôle qu'y jouent les bactéries et le picoplancton.

Le lac Marsh est le plus dynamique des lacs étudiés, et des études ultérieures de cette entité seraient utiles aux constructeurs de modèles de réservoirs et de réseaux hydrographiques. Le moment où survient son réchauffement printanier ainsi que les zones où ce phénomène survient devraient être étudiés. Le phénomène s'explique peut-être par la présence, dans le lac Tagish, de zones peu profondes près de son émissaire, à environ 5 km en amont du lac Marsh.

REMERCIEMENTS

Nous remercions le personnel de l'Institut national de recherche sur les eaux, notamment E. Marles et K. Suzuki, pour l'aide technique qu'ils nous ont apportée. Sur le terrain, le bureau de Whitehorse de la Division des relevés hydrologiques du Canada nous a fourni son appui et ses conseils. Nous devons aussi remercier le laboratoire de la Direction de la qualité des eaux, qui a réalisé les analyses chimiques. Le dénombrement des algues a été fait à contrat par K. Monroe, tandis que celui du zooplancton l'a été par J. Keays. Nous sommes aussi reconnaissants à C. Pharo, à R.J. Daley ainsi qu'à V. Chamberlain pour leurs observations sur le texte de notre manuscrit et à B. Gordon pour les dessins.

RÉFÉRENCES

Archibald, C.P. 1977. The effects of planktivorous fish predation, lake morphometry, and lake productivity on the limnetic zooplankton of Yukon lakes. Thèse de M. Sc. Université du Manitoba, Winnipeg, 96 p.

Ball, A.J. 1983. Temperature-Turbidity Relationships of Southern Lake Laberge, June 13 to July 20. Direction générale des eaux intérieures, Région du Pacifique et du Yukon, Vancouver (C.-B.).

Bethell, G. 1981. Start-up characteristics and performance evaluation of an anaerobic sewage lagoon north of 60°, Whitehorse, Yukon Territory. Regional Program Report No. 81-9, Service de la protection de l'environnement. Environnement Canada.

Bostock, H.S. 1946. Physiography of the Canadian Cordillera with special reference to the area north of the Fifty-fifth Parellel. Geol. Surv. Can. Mem. 247.

Bottrell, H.H., A. Duncan, Z.M. Gliwicz, E. Grygierek, A. Herzig, A. Hillbricht-Ilkowska, A. Kurasawa, P. Larsson et T. Weglenska. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. Norw. J. Zool. 24: 419–456.

Canada, Yukon et Colombie-Britannique. 1979. Yukon River Basin Preplanning Task Force Report. Direction générale des eaux intérieures, Vancouver. (C.-B.).

Carmack, E.C. et E.W. Marles. 1986. Physical Results from the N.W.R.I. Hydro-limnology Survey of the Yukon River system. Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada. Sous presse.

Comité national canadien, DHI. Relevé canadien du bilan hydrologique des lacs. Secrétariat, Comité national canadien, Décennie hydrologique internationale, Environnement Canada, Ottawa.

Daley, R.J., E.C. Carmack, C.B.J. Gray, C.H. Pharo, S. Jasper, et R.C. Wiegand. 1981. Effets des accumulations en amont sur la limnologie du lac Kootenay (C.-B.). Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada.

Duthie, H.C. 1979. Limnology of subarctic Canadian lakes and some effects of impoundment. Arct. Alp. Res. 11(2): 145–158.

Environnement Canada. 1981. Analytical Methods Manual Update. Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Ottawa, Canada.

Environnement Canada. 1983. Sommaire chronologique des débits des cours d'eau, Yukon et T.N.-O., jusqu'à 1983. Direction générale des eaux intérieures, Direction des ressources en eau, Ottawa, Canada.

Gray, C.B.J. et R.A. Kirkland. 1982. Nutrient Composition and Bioavailability in Major Tributaries and Interconnecting Rivers of the Okanagan Basin. Institut national de recherche sur les eaux, Région du Pacifique et du Yukon, Environnement Canada.

Haney, J.F. et D.J. Hall. 1973. Sugar-coated *Daphnia*: a preservation of technique for cladocera. Limnol. Oceanogr. 18(2): 331–333.

Holmgren, S. 1985. Phytoplankton in a polluted subarctic lake before and after nutrient reduction. Water Res. 19(1): 63–71.

Jack, M.E., T.R. Osler et B.E. Burns. 1983. Water Quality Work Group Report No. 1, Yukon River Basin Commission, Affaires indiennes et du Nord Canada.

Kirkland, R.A. et E.W. Marles, 1983. Chemistry Data Atlin, Tagish, Bennett, Marsh, Laberge, and Teslin, June 1982–March 1983. Northern Hydro Limnology Program, Institut national de recherche sur les eaux, Région du Pacifique et du Yukon. Rapport de données non publié.

Lindsey, C.C., K. Patalas, R.A. Bodaly et C.P. Archibald. 1981. Glaciation and the physical, chemical and biological limnology of Yukon lakes. Can. Tech. Rep. of Fisheries and Aquatic Sciences No. 966.

Marles, E.W. 1985. Techniques de levés limnologiques à l'aide de petits aéronefs. Rapport n° 139, Collection des rapports techniques, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Vancouver, (C.-B.).

McCauley, E. 1984. The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. Dans A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters, préparé par J.A. Downing, et F.H. Rigler, Blackwell Pub., Oxford, Angleterre.

Moore, J.W. 1978. Composition and structure of zooplankton communities in eighteen arctic and subarctic Lakes. Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. 63(4): 545–565.

Moore, J.W. 1980. Seasonal distribution of phytoplankton in Yellowknife Bay, Great Slave Lake. Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. 65(2): 283–293.

Mortimer, C.H. 1981. The oxygen content of air-saturated fresh waters over ranges of temperature and atmospheric pressure of limnological interest. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. No. 22.

Nichlolls, K.H. et P.J. Dillon. 1978. An evaluation of phosphorus-chlorophyll-phytoplankton relationships for lakes. Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. 63: 141–154.

Persson, G. et G. Ekbohm. 1980. Estimation of dry weight in zooplankton populations: methods applied to crustacean populations from lakes in the Kuokkel Area, Northern Sweden. Arch. Hydrobiol. 89: 225–246.

Pharo, C.H. 1981a. Lake Laberge — Bathymetry. Institut national de recherche sur les eaux, Région du Pacifique et du Yukon, Environnement Canada.

Pharo, C.H. 1981b. Marsh Lake — Bathymetry. Institut national de recherche sur les eaux, Région du Pacifique et du Yukon, Environnement Canada.

Pharo, C.H. et V.A. Chamberlain. 1983a. Tagish Lake — Bathymetry. Institut national de recherche sur les eaux, Région du Pacifique et du Yukon, Environnement Canada.

Pharo, C.H. et V.A. Chamberlain. 1983b. Bennett Lake — Bathymetry. Institut national de recherche sur les eaux, Région du Pacifique et du Yukon, Environnement Canada.

Reid Crowther & Partners Ltd. 1983. Environmental and Socio-Economic Study, Atlin Lake Storage Project. Vol. 1. Executive Summary Report prepared for Northern Canada Power Commission, Edmonton, Alberta.

Rognerud, S. et G. Kjellberg. 1984. Relationships between phytoplankton and zooplankton biomass in large lakes. Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 22: 666–671.

Rosen, R.A. 1981. Length-dry weight relationships of some freshwater zooplankton. J. Freshwater Ecol. 1: 225–229.

Ruttner-Koliski, A. 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergeb. Limnol. 8: 71–76.

Shortreed, K.S. et J.G. Stockner. 1985. Trophic status of 19 subarctic lakes in the Yukon Territory. Can. J. Fish. Aquat. Sci. Sous presse.

Utermohl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der Quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 9: 1–18.

Withler, I.L. 1956. A Limnological Survey of Atlin and Southern Tagish Lakes. Management Publication No. 5, British Columbia Game Commission.

ANNEXE A

HYDROLOGIE DES EAUX AUX SOURCES DU BASSIN DU YUKON

Nous avons tiré nos renseignements sur l'hydrologie de la région étudiée, des archives de la Division des relevés hydrologiques du Canada et de publications sur la bathymétrie des lacs du Yukon (Pharo, 1981a, 1981b; Pharo et Chamberlain, 1983a,b).

L'amont du bassin du fleuve Yukon (figure 2) comprend dix bassins secondaires. Nous connaissons sur une longue période les antécédents des volumes d'eau en sept stations de la région étudiée (tableau A-1). Dans ce tableau, on trouvera aussi les débits maximaux et minimaux mesurés. Le débit annuel net à l'émissaire de cinq des bassins secondaires d'intérêt est donné directement (Environnement Canada, 1983). En divisant le debit par la superficie du bassin on obtient la hauteur de la lame d'eau écoulée ou indice d'écoulement. Il s'agit de la hauteur d'eau qui, couvrant tout le bassin secondaire, fournit le débit mesuré (tableaux A-2a et A-2b).

Le volume de l'écoulement du sous-bassin 1 (Laberge) peut s'estimer par soustraction du débit sortant du lac Laberge moins le débit entrant (fleuve Yukon à Whitehorse + rivière Takhini). Ceux des sous-bassins 3 (fleuve Yukon) et 9 (lac Marsh) peuvent s'estimer grossièrement si on suppose que l'indice d'écoulement de ces régions égale celui du bassin 4 (McClintock). Cette hypothèse s'appuie sur les

Tableau A-1. Débits mesurés des bassins secondaires

Rivière	N° du bassin secondaire	Débit sortant (km^3) Moy.	Maximum	Minimum	Max./moy. (%)	Min./moy. (%)
Atlin	10	2.96	3.88	2.06	131	70
Watson	7	0.162	0.183	0.128	113	79
Wheaton	6	0.234	0.390	0.176	167	75
McClintock	4	0.316	0.384	0.227	122	72
Takhini	2	1.92	2.91	1.52	151	79
Émissaire du lac Laberge (tous les bassins secondaires)		10.1	12.5	8.17	124	81
Fleuve Yukon à Whitehorse (bassins 3 à 10)		7.54	10.0	5.86	132	78
Moy. des valeurs extrêmes					134±19	76±4

Tableau A-2a. Débits sortants mesurés

Rivière	N° du bassin secondaire	Superficie (km^2)	Débit sortant (km^3)	Indice d'écoulement (m)
Atlin	10	6593	2.96	0.449
Watson	7	1172	0.162	0.138
Wheaton	6	849	0.234	0.276
McClintock	4	1624	0.316	0.195
Takhini	2	8279	1.92	0.232

Tableau A-2b. Débits sortants calculés

Entité	N° du bassin secondaire	Superficie (km^2)	Débit sortant (km^3)	Indice d'écoulement (m)
Lac Laberge	1	2189	0.64	0.292
Fleuve Yukon	3	1390	0.271	0.195
Lac Marsh	9	1218	0.238	0.195
Lac Tagish	8	5509	2.64	0.479
Lac Bennett	5	1510	0.72	0.479

motifs suivants : le degré de recouvrement glaciaire (zéro), la topographie et l'altitude semblables.

Dans les autres bassins, soit le 8 (Tagish) et le 5 (Bennett), les estimations peuvent reposer sur la supposition suivante : que leur indice d'écoulement est semblable et que leur debit total concourt à constituer le debit mesuré à la station de Whitehorse.

Grâce aux estimations des débits sortants de chaque bassin (tableau A-2a), on peut calculer les totaux partiels. Ceux-ci permettent de calculer la durée de séjour de l'eau dans chacun des lacs (tableau A-3). Les durées minimale et maximale de séjour, R_{min} et R_{max}, sont calculées grâce aux valeurs extrêmes données dans le tableau A-1.

L'estimation de l'évaporation est donnée au tableau A-4 (d'après l'étude canadienne du bilan hydrique des lacs). Il n'est pas tenu compte de ces volumes au tableau A-2, et ceux-ci ne constituent un élément important du bilan des entrées et des sorties que dans le lac Atlin, où les apports du sous-bassin ne sont pas considérés.

Tableau A-3. Durées de séjour

Lac	Volume (km^3)	Durée de séjour (an)			Vitesse de renouvellement (an^{-1})		
		R_{moy}	R_{min}	R_{max}	R_{moy}^{-1}	R_{min}^{-1}	R_{max}^{-1}
Atlin	54.4	18.4	13.7	24.2	0.05	0.07	0.04
Tagish	21.8	3.25	2.42	4.27	0.31	0.41	0.23
Marsh	1.2	0.17	0.13	0.23	5.8	7.6	4.3
Laberge	10.8	1.06	0.80	1.41	0.93	1.3	0.71
Bennett	6.0	5.37	4.01	7.06	0.19	0.25	0.14

Tableau A-4. Pertes dues à l'évaporation

Lac	Volume évaporé ($km^3 \cdot an^{-1}$)	Évaporation comme % du débit sortant
Atlin	0.239	8.1
Tagish	0.143	2.1
Marsh	0.039	0.5
Laberge	0.077	0.7

ANNEXE B

DONNÉES SUR LES ALGUES

Tableau B-1. Effectifs, biovolume et pourcentage du biovolume des algues par division ou classe, juin

Station	Profondeur (m)	Nombre ($10^6 \cdot m^{-3}$)	Volume ($mm^3 \cdot m^{-3}$)	% du volume (par classe ou division)					
				CHR	CRY	BAC	DIN	CHL	CYA
A3	2	480	30.5	51	9	35	<1	5	<1
A3	10	681	49.3	64	16	10	4	5	<1
A5	2	907	99.1	74	5	17	4	<1	<1
A5	10	1234	120	65	16	10	3	5	<1
T4	5	1176	250	72	7	13	5	3	<1
T4	20	1181	166	63	12	19	5	1	<1
M2	2	3922	281	78	2	10	10	1	<1
M2	14	2975	244	61	4	24	10	2	<1
L2	2	4114	276	75	8	14	2	<1	<1
L2	10	3732	281	55	21	20	4	<1	<1
L5	2	1807	138	72	18	5	4	<1	<1
L5	10	2237	306	44	25	15	6	10	<1

CHR – Chrysophycées (à l'exclusion des diatomées)
CRY – Cryptophycées
BAC – Bacillariophycées (diatomées) (classe)
DIN – Dinoflagellés (classe)
CHL – Chlorophycées (algues vertes)
CYA – Cyanophycées (algues bleues)

Tableau B-2. Effectifs, biovolume et pourcentage du biovolume des algues par division ou classe, août

Station	Profondeur (m)	Nombre ($10^6 \cdot m^{-3}$)	Volume ($mm^3 \cdot m^{-3}$)	% du volume (par classe ou division)					
				CHR	CRY	BAC	DIN	CHL	CYA
A3	15	3003	166	54	4	37	5	<1	<1
A5	15	1261	196	51	6	24	4	15	<1
A7	10	966	150	54	9	19	17	1	<1
T2	10	2020	123	46	3	46	4	1	<1
T4	10	3297	278	50	2	44	4	<1	<1
T6	10	2571	62.7	86	4	9	<1	<1	<1
M2	5	885	84.4	40	3	8	48	1	<1
L2	10	1609	133	77	12	5	5	<1	<1
L5	10	874	109	60	21	9	10	<1	<1
L6	10	1085	153	54	19	11	14	2	<1

CHR – Chrysophycées (à l'exclusion des diatomées)
CRY – Cryptophycées
BAC – Bacillariophycées (diatomées) (classe)
DIN – Dinoflagellés (classe)
CHL – Chlorophycées (algues vertes)
CYA – Cyanophycées (algues bleues)

Tableau B-3. Effectifs, biovolume et pourcentage du biovolume des algues par division ou classe, octobre

Station	Profondeur (m)	Nombre ($10^6 \cdot m^{-3}$)	Volume ($mm^3 \cdot m^{-3}$)	% du volume (par classe ou division)					
				CHR	CRY	BAC	DIN	CHL	CYA
A3	10	1558	50.6	72	10	14	3	2	<1
T2	15	756	69.4	42	20	17	15	5	<1
T4	15	632	63.3	32	19	33	14	1	<1
T6	15	913	28.4	71	9	15	4	<1	<1
M2	5	807	57.7	47	20	16	16	1	<1
L2	4	932	61.5	54	21	21	2	1	1
L5	15	1134	105	46	19	32	<1	2	1
L6	15	878	149	29	37	31	1	3	<1

CHR – Chrysophycées (à l'exclusion des diatomées)
CRY – Cryptophycées
BAC – Bacillariophycées (diatomées) (classe)
DIN – Dinoflagellés (classe)
CHL – Chlorophycées (algues vertes)
CYA – Cyanophycées (algues bleues)

Tableau B-4. Effectifs, biovolume et pourcentage du biovolume des algues par division ou classe, mars

Station	Profondeur (m)	Nombre ($10^6 \cdot m^{-3}$)	Volume ($mm^3 \cdot m^{-3}$)	% du volume (par classe ou division)					
				CHR	CRY	BAC	DIN	CHL	CYA
A3	1	341	25.0	34	64	<1	<1	<1	1
A5	1	297	27.0	31	33	29	4	1	2
T4	1	178	16.5	25	47	4	22	<1	1
T6	1	296	20.2	27	56	<1	16	<1	1
M2	1	674	56.6	38	36	10	8	6	2
L2	1	809	38.8	56	23	17	2	1	1
L5	1	532	31.9	40	23	30	5	<1	1
L6	1	394	20.5	33	66	<1	<1	<1	<1

CHR – Chrysophycées (à l'exclusion des diatomées)
CRY – Cryptophycées
BAC – Bacillariophycées (diatomées) (classe)
DIN – Dinoflagellés (classe)
CHL – Chlorophycées (algues vertes)
CYA – Cyanophycées (algues bleues)

Tableau C-4. Rotifères (nombre par échantillon)

Lac	Station	Date	*Conochilus*	*Keratella*	*Kellicottia*	*Asplanchna*	*Cephalodella* ou *Polyarthra*	*Synchaeta*
Atlin (50 m)	A3	82-06-17			42		40(P)	
	A3	82-08-19	1 000		1 800			
	A3	82-10-14		20	760			
	A5	82-06-17			58			
	A5	82-08-19	3 412		11 681			
	A7	82-08-19	8 280		8 376			
Tagish (50 m)	T2	82-08-20	10 432		5 778		54(P)	
	T2	82-10-17			1 330		32(P)	
	T4	82-06-15	200	25	200		50(C)	
	T4	82-08-20	24 830		11 290	20	53(P)	
	T4	82-10-17	27 972		24 786	54		
	T6	82-08-20	1 232		1 891			
Marsh (25 m)	M2	82-06-16	144	53	6 289		18(P) 495(C)	2 400
	M2	82-08-24	156	269	8 915		5532(C)	48 070
	M2			624	15 483		156(C)	4 134
Laberge (50 m)	L2	82-06-19	1 054		686			
	L2	82-08-24	33 847	47	2 291	94	47(P)	
	L2	82-10-16	2 889	29	2 024	15	285(P)	
	L5	82-06-19	444		854			
	L5	82-08-24	29 735	190	5 890		475(P)	
	L5	82-10-16	2 385		2 170			
	L6	82-08-24	165 533		4 624	5	53(P)	
	L6	82-10-16	2 633		1 841	1 105		