

Record Number: 980
Author, Monographic: Campbell, P. G. C.//Cluis, D.//Couture, P.
Author Role:
Title, Monographic: Dynamique des transformations d'éléments nutritifs dans les
écosystèmes aquatiques : étude de deux réservoirs dans la province de Québec
Translated Title:
Reprint Status:
Edition:
Author, Subsidiary:
Author Role:
Place of Publication: Québec
Publisher Name: INRS-Eau
Date of Publication: 1979
Original Publication Date:
Volume Identification:
Extent of Work: 150
Packaging Method: pages
Series Editor:
Series Editor Role:
Series Title: INRS-Eau, Rapport de recherche
Series Volume ID: 98
Location/URL:
ISBN: 2-89146-095-2
Notes: Rapport annuel 1978-1979
Abstract: Rapport rédigé pour Environnement Canada, Direction des eaux intérieures
25.00\$
Call Number: R000098
Keywords: rapport/ ok/ dl

Dynamique des transformations d'éléments
nutritifs dans les écosystèmes aquatiques:
Etude de deux réservoirs dans la province
de Québec

P.G.C. Campbell

D. Cluis

P. Couture

Rapport scientifique no 98

Rapport final pour
Environnement Canada
Direction des eaux intérieures

Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau)
Université du Québec
C.P. 7500, Sainte-Foy
Québec, G1V 4C7

Le 15 décembre 1978

P.G.C. Campbell

D. Cluis

P. Couture

Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau)

Université du Québec

C.P. 7500, Sainte-Foy

Québec, G1V 4C7

Rapport final pour
Environnement Canada
Direction des eaux intérieures

Dynamique des transformations d'éléments
nutritifs dans les écosystèmes aquatiques:
Etude de deux réservoirs dans la province
de Québec

Le 15 décembre 1978



TABLE DES MATIERES

PAGE

INTRODUCTION

1. REGION D'ETUDE - DESCRIPTION DU MILIEU

1.1 Réseau hydrologique

1.2 Utilisation du territoire et de la ressource eau

1.2.1 Consommation d'eau

1.2.2 Utilisation du territoire et apports théoriques en substances nutritives

1.3 Caractéristiques physiques du lac Boivin et de la Réserve de Granby

1.4 Caractéristiques physiques du réservoir de Savage Mills

2. MATERIEL ET METHODES

2.1 Mesures hydrologiques

2.2 Echantillonnage

2.2.1 Sédiments (site 1)

2.2.2 Eau (sites 1 et 2 - stations régulières)

2.2.3 Eau (site 1 - stations spéciales et stations occasionnelles)

2.2.4 Sols (site 2)

2.3 Techniques analytiques

2.3.1 Eau (paramètres physico-chimiques)

2.3.2 Eau (paramètres biologiques)

2.3.3 Sédiments et sols

2.4 Bacs expérimentaux

3. RESULTATS ET DISCUSSION - SITE 1 - LAC BOIVIN, RESERVE DE GRANBY

- 3.1 Sédiments du fond
- 3.1.1 Caractéristiques physico-chimiques
 - 3.1.2 Echanges sédiments - eau
- 3.2 Bilan hydrique (entrée-sortie)
- 3.2.1 Caractérisation des débits d'entrée
 - 3.2.2 Traitement des données (lac Boivin/Réserve de Granby)
et mode de calcul du bilan hydrique journalier
 - 3.2.3 Résultats du calcul du bilan hydrique du lac Boivin et
de la Réserve de Granby
- 3.3 Bilan en éléments nutritifs (entrée-sortie)

INTRODUCTION

La construction de barrages pour régulariser l'écoulement d'un cours d'eau est un des principaux types d'aménagement hydraulique possibles; il ne serait pas exagéré d'affirmer que les réservoirs ainsi créés constituent la base de l'utilisation rationnelle des ressources en eau. Au Québec, les réservoirs se divisent en deux classes principales: celle des grands réservoirs situés au nord du fleuve Saint-Laurent, sur le Bouclier canadien, et consacrés surtout à la production d'hydro-électricité, et celle que constitue l'ensemble des petits réservoirs construits principalement dans la zone habitée du Québec dans le but de contrôler les inondations et de satisfaire aux besoins en eau. Ces deux types de réservoirs se distinguent encore entre eux par plusieurs autres caractéristiques, telles que l'étendue et l'utilisation principale du plan d'eau, le climat, la géologie et la végétation du territoire environnant, de même que l'hydrologie, l'hydrochimie et l'hydrobiologie du bassin versant.

Si on reconnaît assez facilement l'importance socio-économique des réservoirs de la première classe qui servent à la production d'électricité, on se rend souvent moins compte du rôle essentiel des réservoirs de la seconde classe. Ces derniers sont pourtant plus nombreux et constitueront des instruments indispensables pour la gestion d'une ressource assujettie à des demandes accrues et parfois contradictoires; on continue d'ailleurs de construire maints réservoirs de ce type (ex.: OPDQ, 1973). Compte tenu de cette tendance à transformer les cours d'eau naturels du sud du Québec en cascades de lacs artificiels, l'INRS-Eau a jugé opportun d'établir un programme de recherche dans ce domaine.

Comme son titre l'indique, cette étude a porté sur la dynamique des transformations des éléments nutritifs dans de petits réservoirs au sud du Québec. Elle visait à évaluer les effets que peut avoir la création d'un barrage-réservoir sur la dynamique des éléments nutritifs. Un tel aménagement implique nécessairement la retenue d'eaux courantes de même que la submersion d'une superficie terrestre; ces deux actions ont des effets

complexes, d'ordre physique, chimique ou biologique, sur le milieu fluvial original (ex.: Love, 1961; Symons *et al.*, 1966; Ackermann *et al.*, 1973). Il convient alors de distinguer l'effet des sols inondés et de la végétation submergée de celui de l'emmagasinement d'eaux courantes. La première question ayant déjà été abordée (INRS-Eau, 1976a), on a choisi dans le présent projet de mettre l'accent sur les effets de l'emmagasinement.

Ainsi avons nous étudié le comportement des éléments nutritifs dans des tronçons successifs de la rivière Yamaska-Nord, ainsi que dans deux réservoirs artificiels alimentés à partir de cette rivière. Le projet a comporté deux approches complémentaires:

- une approche intégrale ou globale, qui traite les réservoirs comme des "réacteurs" de dimension et de taux de renouvellement connus; les différences de composition entre l'eau à l'entrée et celle à la sortie nous donnent le bilan net de l'ensemble des processus qui se produisent dans les réservoirs;
- une approche déterministe ou analytique, qui considère les réservoirs comme la somme de plusieurs sous-systèmes (ex.: zone littorale → production primaire → macrophytes, épiphytes; zone littorale → métabolisme des sédiments → respiration communautaire, échanges sédiment-eau; etc.); la réduction de l'ensemble en sous-systèmes quasi-indépendants, et l'analyse des sous-systèmes résultants, nous donnent une meilleure compréhension du "fonctionnement interne" des réservoirs.

Les travaux se sont poursuivis à deux sites principaux dans le bassin de la rivière Yamaska-Nord: à Granby, où se trouvent les deux lacs artificiels (le lac Boivin; la Réserve de Granby), ainsi qu'en amont de ce site, à Savage Mills, où s'effectuait, durant l'étude, l'aménagement d'un nouveau barrage-réservoir. Ce rapport traite séparément des activités qui se sont déroulées aux deux sites.

1. REGION D'ETUDE - DESCRIPTION DU MILIEU

1.1 Réseau hydrologique

La région étudiée, constituée par le bassin versant de la rivière Yamaska-Nord (Figure 1.1.1), couvre 221 km². Située dans les Appalaches du Sud-Ouest québécois, elle constitue l'une des rares régions de la Province du Québec où les problèmes reliés à l'utilisation des ressources en eau se posent à la fois en termes quantitatifs et qualitatifs.

Le tronçon principal du bassin a une longueur totale de 34 km pour une dénivellation de 216 mètres; le profil en long de la rivière entre Waterloo et Saint-Alphonse apparaît à la Figure 1.1.2. Ce bassin comporte quatre plans d'eau importants;

- a) le lac Waterloo, lac de tête recevant une partie des égouts de la ville de Waterloo;
- b) le réservoir de Savage Mills, réservoir artificiel mis en eau en 1977 et destiné à régulariser le débit de la Yamaska-Nord et à garantir un débit de 83,000 m³/j (0.96 m³/s) pendant les mois d'été pour l'alimentation de la ville de Granby;
- c) la Réserve de Granby, réservoir creusé à même le lac Boivin, isolé de celui-ci par une digue et construit en 1966 pour l'alimentation en eau de la ville de Granby;
- d) le lac Boivin, dont le niveau a été haussé par la construction d'un barrage déversoir rectangulaire de 28.7 m de longueur dont le seuil est à la cote 115.1 m et qui comporte deux vannes évacuatrices de crue, fermées en été.

Les caractéristiques physiques de ces plans d'eau sont données dans le Tableau 1.1.1.

Les débits de la rivière Yamaska-Nord sont mesurés sur une base journalière depuis 1967 par le Ministère des Richesses naturelles du Québec à leur station hydrométrique 030309, située à Shefford Vale (bassin versant de 153.6 km²). Par ailleurs, il existe des données plus complètes pour la station hydrométrique 030301 à 1 km en aval du lac Brome sur la rivière Yamaska-Centre (201 km²; débits enregistrés depuis 1925). Bien que ce bassin diffère sensiblement de celui de la rivière Yamaska-Nord, le lac Brome ayant une plus grande influence sur les débits en aval qu'a le lac Waterloo, sa proximité et ses caractéristiques physiographiques similaires nous ont amenés à l'utiliser pour les fins de transposition de débits. En se servant de trois années communes pour déterminer des coefficients de transposition, on a reconstitué les débits mensuels de la rivière Yamaska-Nord à la station 030309 pour la période 1925-1972 (INRS-Eau, 1974). La distribution des débits mensuels ainsi simulés, telle que présentée dans le Tableau 1.1.2, met en évidence l'étiage prononcé (juin, juillet, août) qui caractérise le régime hydrologique dans cette région. D'après cette simulation, le débit moyen annuel à Shefford Vale se chiffre à 2.80 m³/s ou 8.74 x 10⁷ m³/an.

Quant à l'hydrogramme unitaire du bassin à Shefford Vale (Figure 1.1.3), construit à partir de l'averse du 15 juin 1972, il met en évidence un temps de réponse de 11 heures et un temps de concentration de 57 heures pour une averse nette d'une heure (INRS-Eau, 1974).

Une autre caractéristique importante pour l'évaluation du bilan hydrique des plans d'eau est l'évaporation potentielle. Les valeurs moyennes mensuelles de ce paramètre, observées à la station météorologique d'Ormstown sur bac de classe "A", sont présentées dans le Tableau 1.1.3. En plus de ces valeurs moyennes, basées sur des données historiques (1963 à 1970), on dispose de valeurs mensuelles pour les deux étés étudiés (1975, 1976). Ces données, également présentées dans le Tableau 1.1.3, sont probablement plus pertinentes car elles proviennent de la station météorologique de Saint-Hyacinthe située à seulement 32 km de Granby (celle d'Ormstown se trouve à plus de 100 km de Granby).

1.2 Utilisation du territoire et de la ressource eau

1.2.1 Consommation d'eau

A cause de la faible superficie drainée par la rivière Yamaska-Nord, les apports naturels de ruissellement ne peuvent garantir en tout temps les quelques 45,000 m³ par jour prélevés actuellement par la ville de Granby pour sa consommation domestique et industrielle. Les volumes accumulés dans la Réserve de Granby devaient garantir cet approvisionnement mais, face à la demande accrue en eau que connaît la ville depuis plusieurs années, ils se sont avérés insuffisants. Dans le but d'assurer un approvisionnement adéquat pour l'avenir et de permettre le développement industriel (Coopérative Fédérée de Granby, etc.), on a conçu et dimensionné le réservoir de Savage Mills de façon à assurer un débit de 83,000 m³ par jour pendant les mois d'été à partir des eaux de fonte accumulées. Cet ouvrage, en plus de permettre un accroissement de la consommation, permettra une certaine dilution sanitaire des effluents de la municipalité sur le tronçon en aval des points de rejet, de Granby à Saint-Alphonse, où la qualité actuelle de l'eau est extrêmement mauvaise (INRS-Eau, 1976b).

1.2.2 Utilisations du territoire et apports théoriques en substances nutritives

A partir des statistiques municipales disponibles, il est possible d'établir les caractéristiques d'utilisation du sol à des sites particuliers. Une technique d'évaluation théorique des apports en éléments nutritifs (N et P) a été développée (Modèle d'apports: INRS-Eau, 1976c) et permet de transformer ces utilisations du territoire (Tableau 1.2.1) en productions ponctuelles et diffuses par l'intermédiaire de valeurs d'apports spécifiques (Tableau 1.2.2). Ces productions sont présentées par classe d'utilisateurs au Tableau 1.2.3 et sous forme de densité d'apports au Tableau 1.2.4.

1.3 Caractéristiques physiques du lac Boivin et de la Réserve de Granby

La Figure 1.3.1 présente le lac Boivin et la Réserve de Granby, ainsi que les différents ouvrages qui y sont implantés, notamment:

- le barrage-déversoir (C);
- la vanne d'entrée de la réserve (G);
- l'usine de filtration de la ville de Granby (F) et la station de pompage (E) susceptible de prélever de l'eau soit du lac Boivin, soit de la Réserve.

A partir des relevés bathymétriques effectués en 1966 lors de la construction de la Réserve et fournis par la ville de Granby, nous avons digitalisé les sondages transversaux, puis intégré les différents volumes et superficies pour chaque tranche entre les cotes 108.8 m et 116.1 m, cette dernière représentant la cote de remplissage. On doit noter que la cote 115.1 m correspond au niveau de déversement et que la cote 113.9 représente le minimum enregistré le 25 août 1975.

Le Tableau 1.3.1 et les Figures 1.3.2 et 1.3.3 présentent les relations hauteur-surface-volume pour la Réserve et le lac Boivin. Lors des calculs du bilan hydrique (section 3.2), ces relations ont servi à évaluer les volumes emmagasinés et leurs fluctuations en fonction des niveaux enregistrés. Sur ces graphiques, on note que, par rapport à la cote de déversement 115.1 m, le minimum de niveau enregistré (113.9 m) correspond pour le lac à une surface divisée par 2 et à un volume divisé par 5.

1.4 Caractéristiques physiques du réservoir de Savage Mills

Les Figures 1.4.1 et 1.4.2 présentent les relations hauteur-volume et hauteur-superficie pour le réservoir de Savage Mills; les autres caractéristiques physiques apparaissent aux Tableaux 1.4.1 et 1.4.2. La profondeur de la thermocline a été calculée en utilisant la formule de Patalas (1974) à la cote nominale de l'ouvrage (143.2 m). Cette formule empirique

relie la profondeur de la thermocline (P) à une longueur caractéristique du réservoir (D), soit la plus grande dimension en ligne droite (le "fetch") du plan d'eau qui participe au mélange:

$$P = 4.5 D^{0.42}$$

où P est exprimée en m et D en km. Compte tenu de l'importance de la stratification dans l'évaluation de la qualité future de l'eau de ce réservoir, le développement possible de l'hypolimnion a été évalué dans quatre cas (Tableau 1.4.2):

- aux cotes nominale (143.2 m) et minimale (139.3);
- selon que l'on considère que tout le plan d'eau participe au brassage, ou que seule la partie centrale profonde y participe.

TABLEAU 1.1.1: CARACTERISTIQUES DES PLANS D'EAU DU BASSIN VERSANT DE LA RIVIERE YAMASKA-NORD.

CARACTERISTIQUES	Lac Waterloo	Réservoir Savage Mills	Réserve de Granby	Lac Boivin
localisation ¹	5.4 km	21.5 km	32.2 km	32.2 km
élévation	221 m	143 m	122 m	122 m
superficie du bassin versant ²	29.4 km ²	152.8 km ²	196 km ²	221 km ²
superficie	1.5 km ²	5.3 km ²	0.2 km ²	1.8 km ²
longueur maximum	2.9 km	5.8 km	0.8 km	3.4 km
largeur maximum	1.1 km	1.5 km	0.6 km	0.8 km
profondeur maximum	5.2 m	17.9 m	6.5 m	7.3 m
profondeur moyenne	2.6 m	6.5 m	5.8 m	1.3 m
volume (m ³)	3.68 x 10 ⁶	28.3 x 10 ⁶	3.68 x 10 ⁶	2.52 x 10 ⁶
taux de renouvellement moyenne annuelle ³	56 j	130 j	25 j ⁵	8 j
moyenne en été ⁴	123 j	— ⁶	— ^{5 6}	23 j
utilisation	nil	régularisation du débit, récréation	alimentation en eau, ville de Granby	alimentation en eau, ville de Granby
divers	lac dont le niveau a été haussé	réservoir dont la mise en eau a eu lieu en 1977	réservoir créé en 1966	réservoir créé en 1942

Notes explicatives

- ¹ La distance entre la tête du bassin versant et l'entrée du plan d'eau.
- ² Superficie du bassin versant entier, y compris le bassin immédiat du plan d'eau.
- ³ Taux de renouvellement = volume ÷ débit annuel moyen.
- ⁴ Taux de renouvellement en été = volume ÷ débit moyen pour les mois de juin, juillet et août.
- ⁵ Taux de renouvellement dépend de la consommation en eau de la ville de Granby car il n'y a pas d'autre sortie; taux de renouvellement moyen = volume ÷ consommation journalière moyenne.
- ⁶ Données non disponibles.

TABLEAU 1.1.2: DISTRIBUTION DES DEBITS MOYENS MENSUELS (M³/S) A LA STATION HYDROMETRIQUE 030309 A SHEFFORD VALE (VALEURS TRANSPOSEES; INRS-EAU, 1974).

% dépassement	MOIS											
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
10	2.2	3.7	6.4	18	5.6	2.1	1.6	4.2	4.0	3.3	4.6	5.0
25	1.5	2.2	4.8	15	4.5	1.2	1.0	1.8	2.3	1.7	3.7	4.1
50	0.93	1.6	3.3	12	3.4	0.79	0.62	0.99	1.6	1.0	2.5	2.9
75	0.68	1.1	1.8	9.9	2.2	0.42	0.28	0.59	0.79	0.57	1.2	1.9
95	0.40	0.62	1.1	6	1.3	0.22	0.085	0.17	0.31	0.17	0.42	1.1

TABLEAU 1.1.3: EVAPORATION POTENTIELLE MENSUELLE A DES STATIONS METEOROLOGIQUES A PROXIMITE DE GRANBY.

Mois	Evaporation Potentielle (cm)		
	Station météorologique à Ormstown	Station météorologique de Saint-Hyacinthe ¹	
	moyenne ² (1963-1970)	1975	1976
Avril	9.9	— ³	— ³
Mai	11.0	13.7	9.4
Juin	11.8	12.1	13.1
Juillet	9.8	16.3	12.8
Août	6.8	12.5	11.0
Septembre	4.4	11.8	— ³

¹ Les valeurs d'évaporation de bac de classe "A" ont été multipliées par un coefficient de 0.8 pour les convertir en valeurs d'évaporation potentielle à la surface d'un lac.

² Valeurs d'après l'OPDQ (1972).

³ Valeurs non disponibles.

TABLEAU 1.2.1: UTILISATION DU TERRITOIRE EN AMONT DE CERTAINES STATIONS D'ECHANTILLONNAGE DANS LE BASSIN VERSANT DE LA RIVIERE YAMASKA-NORD.

UTILISATION DU TERRITOIRE	STATIONS D'ECHANTILLONNAGE		
	WARDEN (no 100)	SAVAGE MILLS (no 101)	GRANBY (no 210)
Superficie totale (km ²)	43.5	119.0 ¹	221.0
Lac (km ²)	1.5	1.5	1.9
Forêt (km ²)	26.2	60.5	103.0
Marécage (km ²)	0.3	1.6	2.3
Sol nu non exploité (km ²)	13.0	30.7	65.4
Sol nu exploité			
. cultivé (km ²)	2.1	19.8	41.0
. engraisé (km ²)	0.4	5.0	7.4
Population humaine			
. avec égout	4974	4974	4974
. sans égout	385	1956	3071
Population animale			
. bovins	307	2275	5582
. porcs	178	1462	3899
. moutons	8	34	149
. poulets	2118	15605	73648
. chevaux	17	154	310

¹ Dans le calcul de l'utilisation du territoire, nous avons limité le bassin versant à un point situé à 1 km en amont de la station d'échantillonnage no 101.

TABLEAU 1.2.2: APPORTS SPECIFIQUES MOYENS ANNUELS EN AZOTE ET EN PHOSPHORE.

SOURCES	PRODUCTEUR	TYPES D'APPORTS	APPORTS DE N	APPORTS DE P
Apports naturels	Lacs - pluie sur le lac	réels	2.1 kg/jour-km ²	0.02 kg/jour-km ²
	forêts - ruissellement	potentiels	5.3	0.6
	marécages - ruissellement	réels	1.5	
	sol nu - pluie sur sol nu	potentiels	2.1	0.02
Apports de la population humaine	population avec égout	réels	14 g/jour-habitant	1.8 g/jour-habitant
	population sans égout	potentiels	14 g/jour-habitant	1.8 g/jour-habitant
Apports de la population animale	bovins	potentiels	187 g/jour-animal	33.6 g/jour-animal
	porcs		31	9.5
	moutons		24	4.4
	poulets		2	0.7
	chevaux		159	23.1
Apports des engrais chimiques	blé	potentiels	15 kg/jour-km ²	9.4 kg/jour-km ²
	avoine		4.6 fertilisé	9.4 fertilisé
	orge		12	12
	fruits de vergers		3.4	7.1
	petits fruits		29	28
	pâturage défriché		15.4	9.1
	foin cultivé		15.4	9.1
	maïs-grain		40	13
	tabac		11	18
	patates		25	23
	betteraves		25	24
légumes	15	12		
autres	31	11		
Apports des industries	chacune des industries	réels	dépendant du nombre d'employés et du type d'industrie	

TABLEAU 1.2.3: APPORTS THEORIQUES EN AZOTE ET PHOSPHORE (KG/JOUR) SELON LES UTILISATEURS DU TERRITOIRE EN AMONT DE CERTAINES STATIONS D'ECHANTILLONNAGE SUR LA RIVIERE YAMASKA-NORD.

Station	Elément nutritif	Population humaine		Population animale	Engrais chimiques	Pluie		Forêt	Marécage	Industries
		avec égout	sans égout			lac	sol nu			
Granby (210)	N	67.7	50.0	1346.0	122.7	3.9	234.6	66.4	3.4	356.2
	P	8.0	6.6	276.5	80.6	0.1	2.8	8.8	0.0	2.0
Savage Mills (101)	N	67.7	26.7	619.6	71.7	3.1	114.1	39.0	2.4	356.2
	P	8.0	3.5	120.8	46.0	0.0	1.4	5.2	0.0	2.0
Warden (100)	N	67.7	5.4	70.0	5.7	3.1	32.6	16.7	0.5	356.2
	P	8.0	0.7	13.9	3.7	0.0	0.3	0.8	0.0	2.0

TABLEAU 1.2.4: PRODUCTIONS REELLES ET DIFFUSES D'AZOTE ET DE PHOSPHORE SUR LE TERRITOIRE EN AMONT DE CERTAINES STATIONS D'ECHANTILLONNAGE SUR LA RIVIERE YAMASKA-NORD.

Station	Élément nutritif	Apports réels		Apports diffus	
		kg/j	kg/j·km ²	kg/j	kg/j·km ²
Granby (221 km ²)	N	497.6	2.25	1752.9	7.93
	P	19.9	0.090	366.6	1.660
Savage Mills (119 km ²)	N	466.0	3.60	834.4	6.44
	P	16.2	0.125	171.8	1.325
Warden (43.5 km ²)	N	443.7	10.2	114.2	2.62
	P	10.8	0.248	18.6	0.428

TABLEAU 1.3.1: RELATIONS HAUTEUR - VOLUME - SUPERFICIE POUR LE LAC BOIVIN ET LA RESERVE DE GRANBY.

Niveau (m)	Volume (m ³)		Superficie (km ²)	
	Réserve	Lac Boivin	Réserve	Lac Boivin
108.8	11500	268	.075	.001
109.1	62400	633	.168	.001
109.4	114000	1330	.168	.003
109.7	165000	2600	.169	.005
110.0	217000	4450	.169	.006
110.3	268000	6650	.170	.008
110.6	320000	10700	.172	.015
110.9	373000	16600	.173	.021
111.2	426000	24800	.174	.029
111.5	479000	36000	.175	.040
111.9	533000	50600	.176	.050
112.2	586000	69200	.177	.064
112.5	640000	91800	.177	.079
112.8	695000	122000	.178	.105
113.1	749000	161000	.180	.138
113.4	805000	233000	.182	.293
113.7	860000	411000	.183	.698
114.0	916000	728000	.184	1.141
114.3	973000	1160000	.185	1.504
114.6	1030000	1660000	.185	1.667
114.9	1090000	2180000	.187	1.726
115.2	1140000	2720000	.187	1.792
115.5	1200000	3290000	.188	1.904
115.8	1260000	3890000	.190	1.980
116.1	1320000	4510000	.190	2.058

TABLEAU 1.4.1: CARACTERISTIQUES DU RESERVOIR A SAVAGE MILLS.

Volume	28.3 x 10 ⁶ m ³
Superficie	5.3 km ²
Longueur maximum	5.8 km
Largeur maximum	1.5 km
Profondeur maximum	17.9 m
Profondeur moyenne	6.5 m
Cote nominale	143.2 m
Cote minimum	139.3 m
Fluctuation de niveau en été	3.0 m
Rapport $\frac{\text{écoulement annuel moyen}}{\text{volume}}$	2.8
Mise en eau	1977
Utilisation prévue	régularisation du débit, récréation

TABLEAU 1.4.2: CALCUL DE LA POSITION DE LA THERMOCLINE DANS LE RESERVOIR DE SAVAGE MILLS ET DE L'EXTENSION DE L'HYPOLIMNION SELON DIVERSES HYPOTHESES DE MELANGE.

		niveau d'eau (m)	dimension D (km)	thermocline, P (cote)		volume de l'hypolimnion (10 ⁶ m ³) (%) ¹		surface de l'hypolimnion (km ²) (%) ¹	
				profondeur (m)	cote (m)				
plan d'eau total	cote nominale	143.2	4.75	8.5	134.7	3.7	13	1.21	23
	cote minimale	139.3	4.3	7.4	131.9	1.0	8	0.5	14
zone centrale profonde	cote nominale	143.2	2.2	6.3	136.9	7.0	25	2.0	38
	cote minimale	139.3	1.8	5.8	133.5	3.0	24	1.0	28

¹ Exprimé comme pourcentage du volume, ou de la superficie, que présente le réservoir à la cote indiquée dans la première colonne.

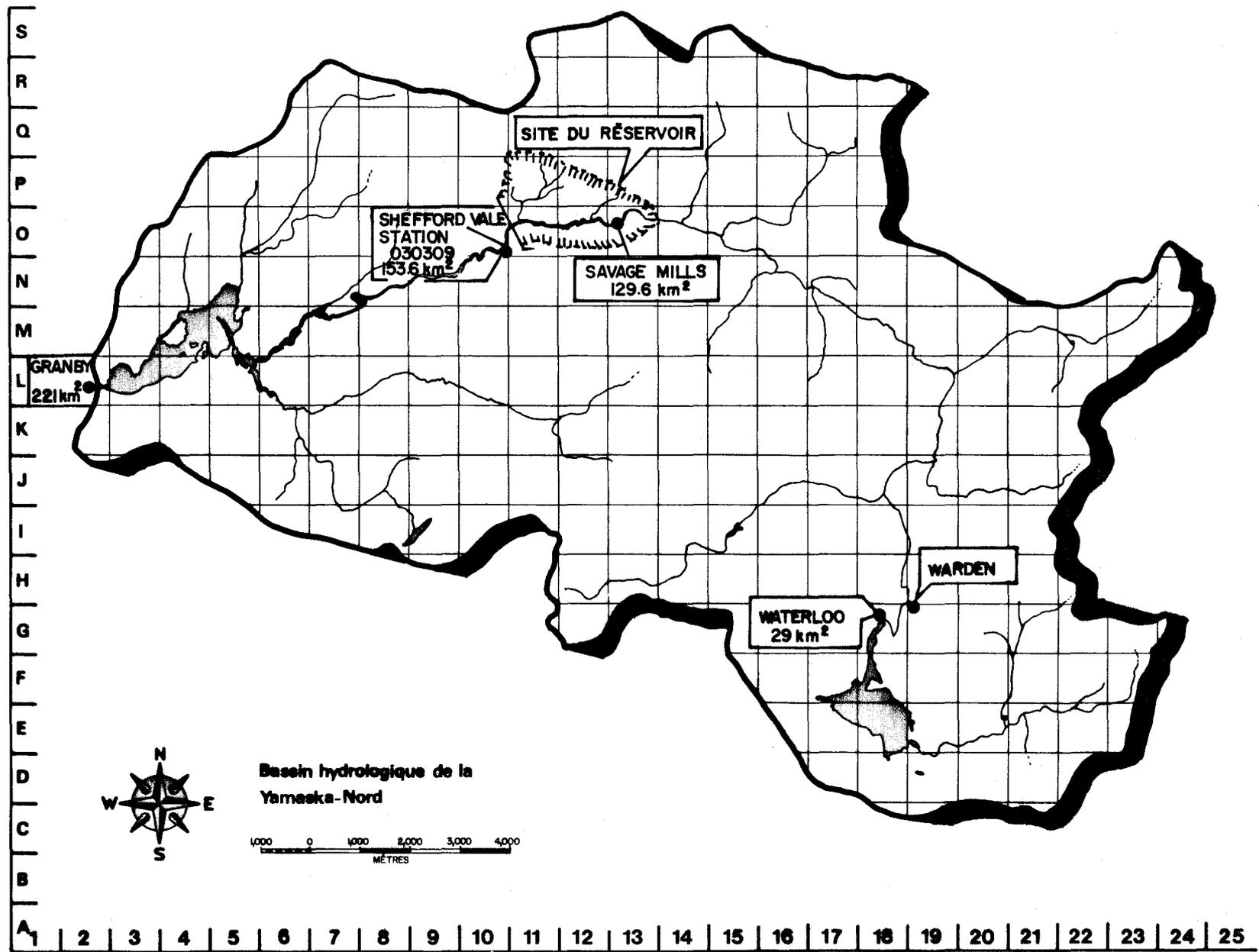
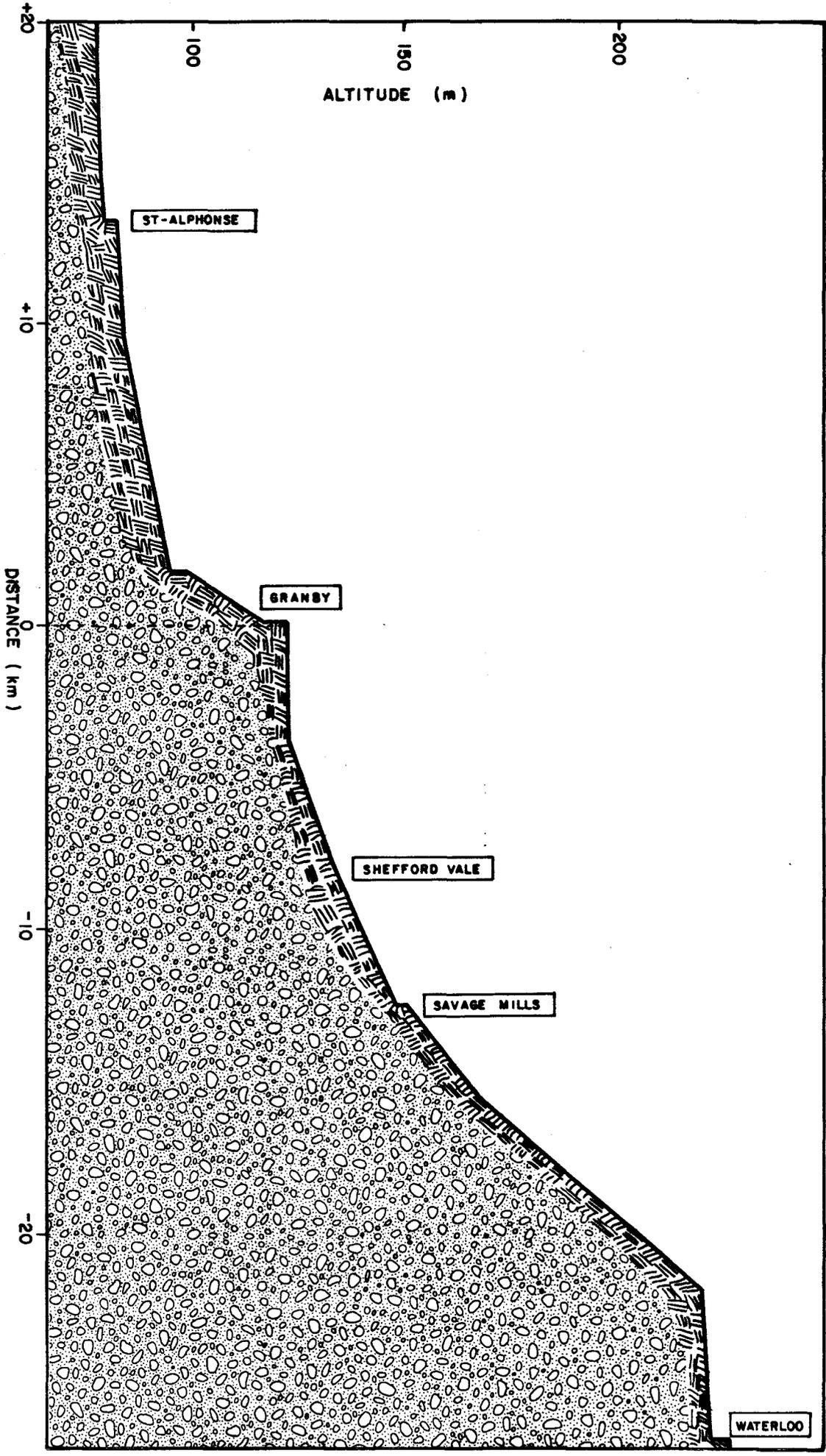


Figure 1.1.1. Localisation des plans d'eau du bassin de la Yamaska-Nord et de la station hydrométrique de Shefford Vale.

Figure 1.1.2. Profil en long de la rivière Yamaska - Nord .



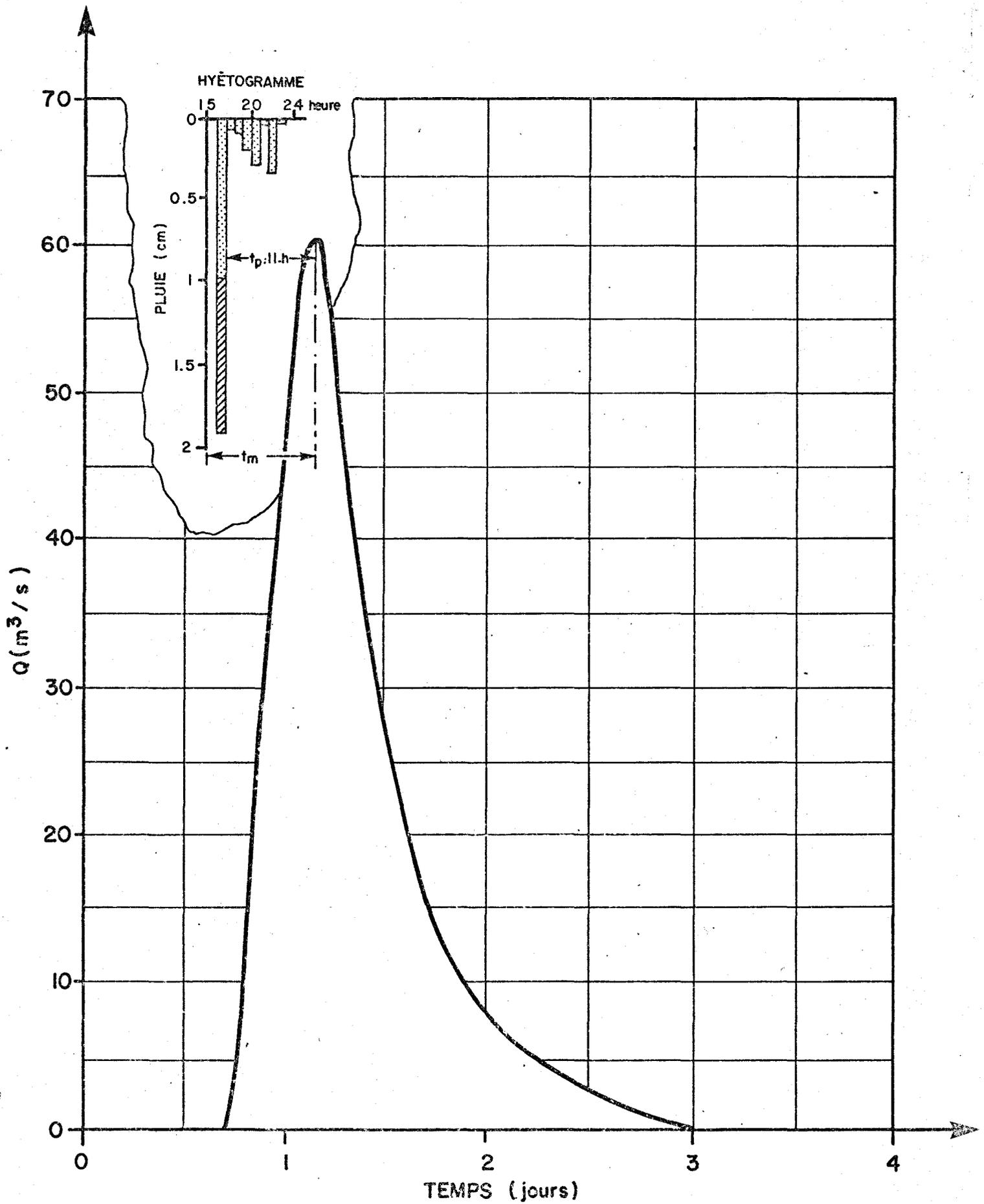


Figure 1.1.3. Hydrogramme unitaire de la rivière Yamaska-Nord à Shefford Vale .

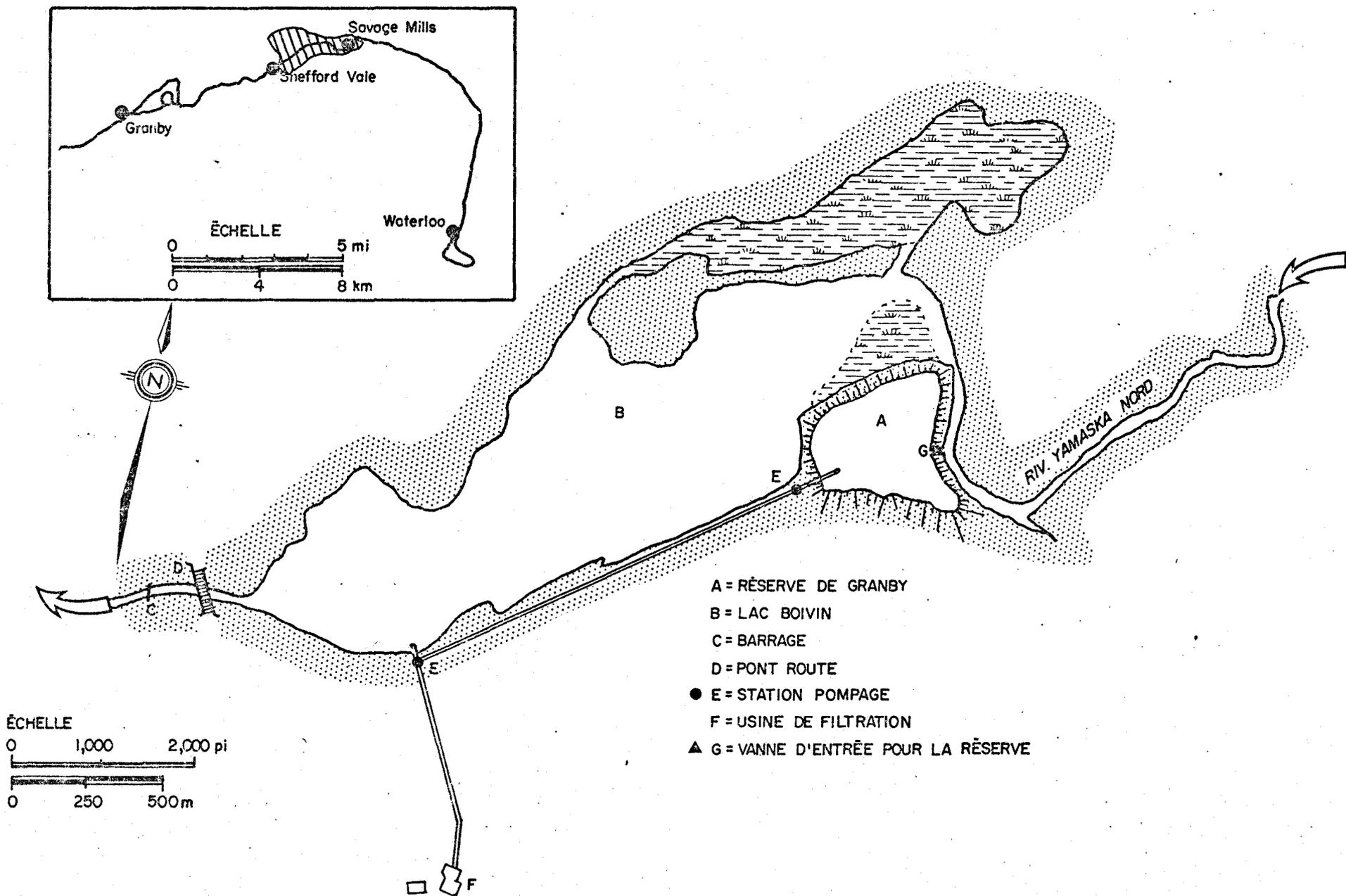


Figure I.3.1. Carte du lac Boivin et de la Réserve de Granby

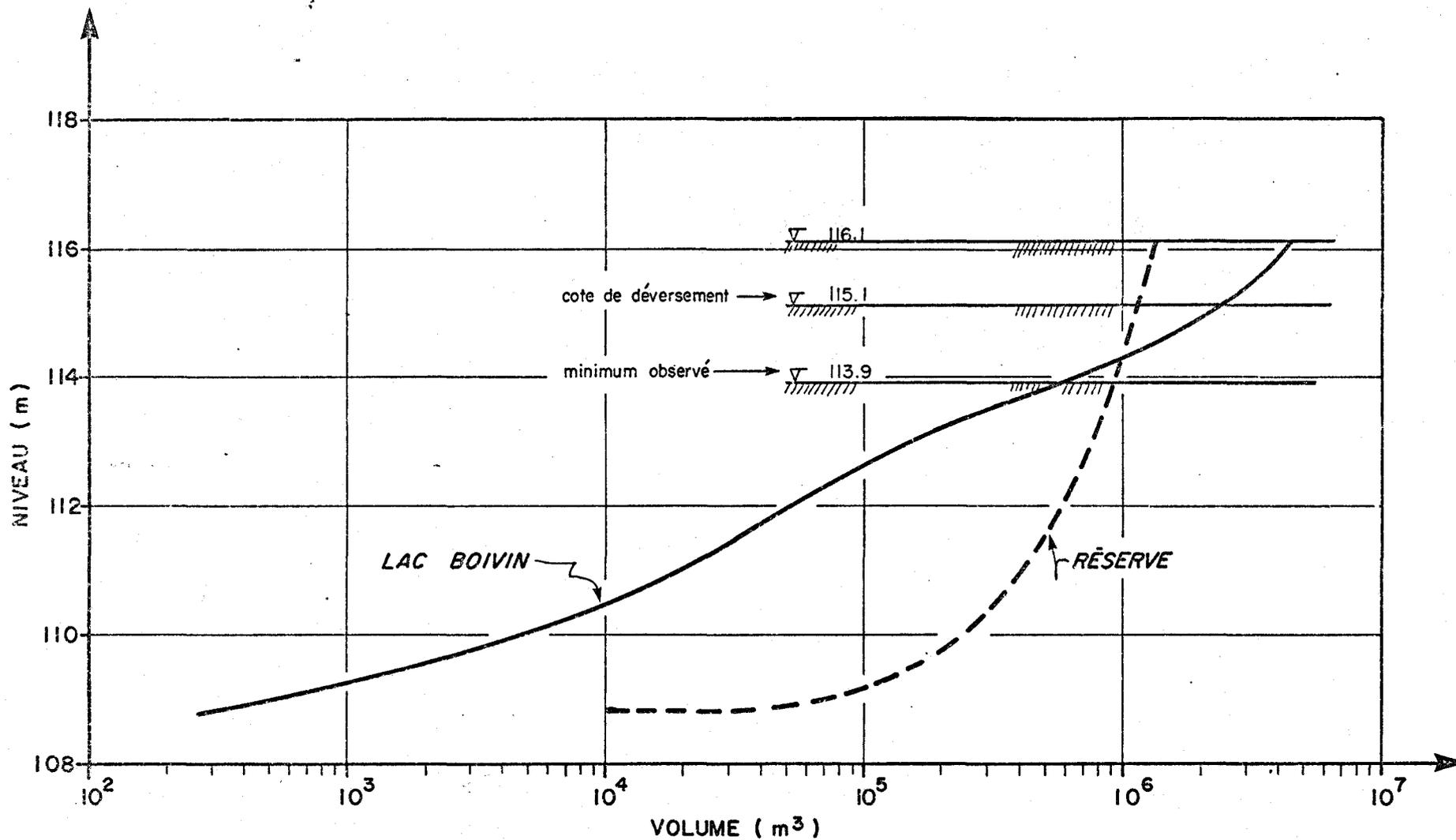


Figure 1.3.2. Relations hauteur-volume pour le lac Boivin et la Réserve de Granby.

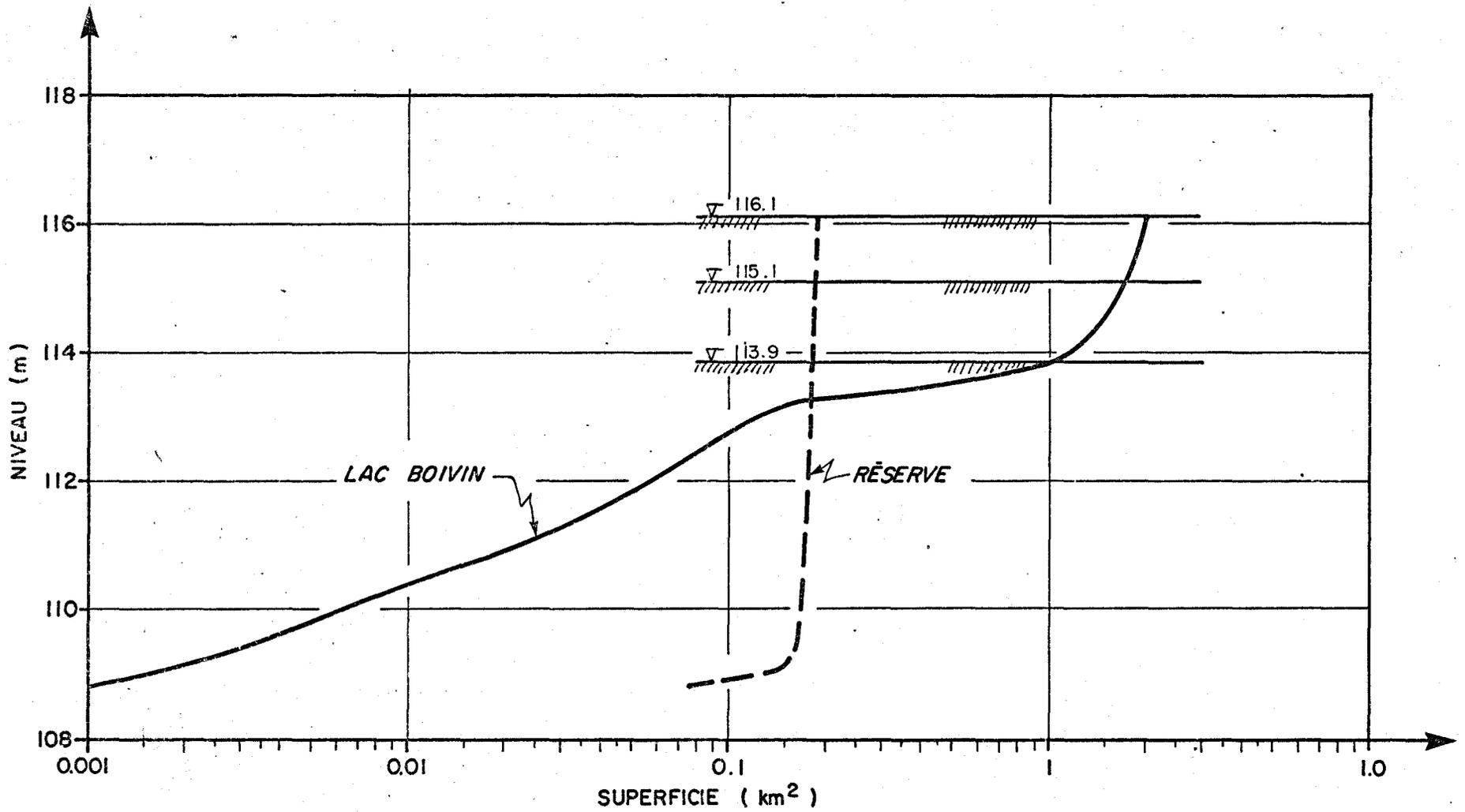


Figure 1.3.3. Relation hauteur-superficie pour le lac Boivin et la Réserve de Granby .

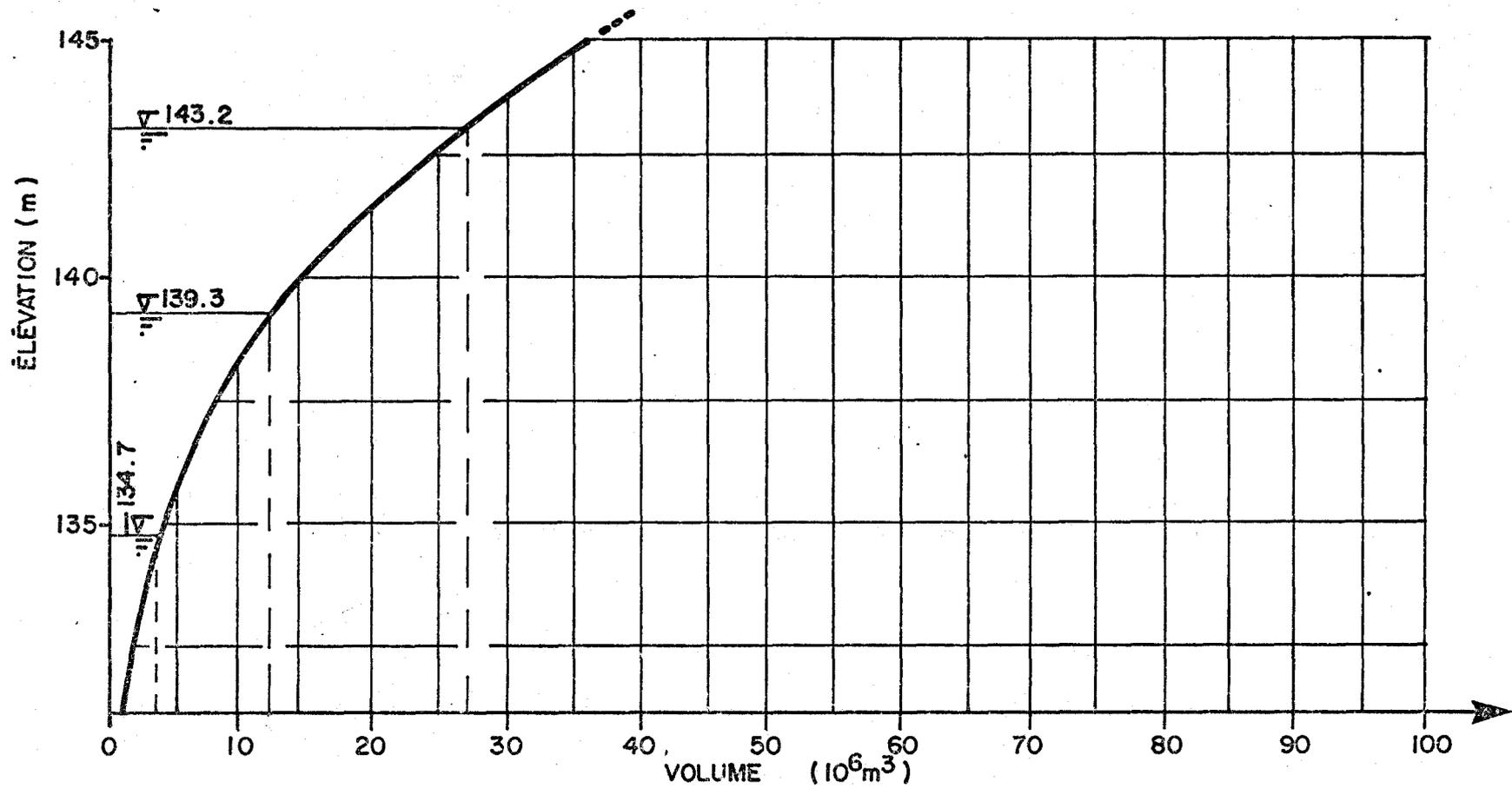


Figure 1.4.1 . Relation hauteur-volume pour le réservoir de Savage-Mills.

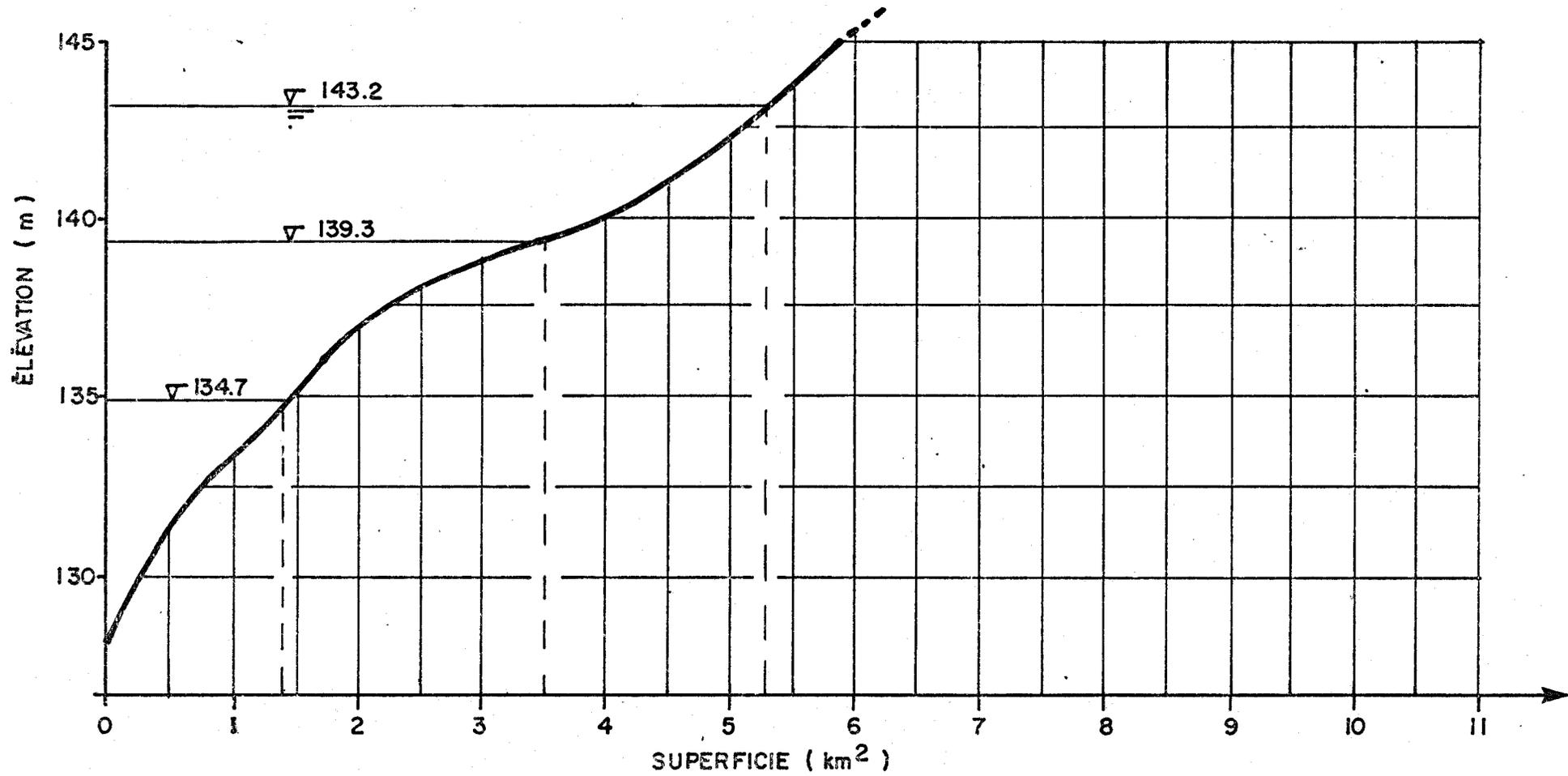


Figure 1.4.2. Relation hauteur-superficie pour le réservoir de Savage-Mills.

2. MATERIEL ET METHODES

2.1 Mesures hydrologiques

Un limnigraphe OTT (type XX) a été installé au printemps 1975 dans la vanne d'entrée de 1.2 x 1.2 m (indiquée par le symbole G sur la Figure 1.3.1) de la Réserve, ce qui a permis d'enregistrer les fluctuations journalières de niveau des deux plans d'eau. L'installation fut complétée par deux échelles en aluminium posées dans la vanne d'entrée et au barrage. Des observations régulières à ces deux endroits ont confirmé que les deux niveaux variaient en concordance (pas de refoulement), ce qui permettait de rattacher les fluctuations enregistrées par le limnigraphe au niveau du seuil du déversoir.

Le bon fonctionnement de l'appareil (charge de la batterie et renouvellement du papier) était vérifié à chaque tournée d'échantillonnage, permettant ainsi d'obtenir un enregistrement continu des fluctuations des plans d'eau pendant dix-sept mois, soit du 16 mai 1975 au 25 octobre 1976; cet enregistrement est la base du calcul du bilan hydrique qui sera développé plus loin (section 3.2).

En ce qui concerne les volumes d'eau prélevés, traités et consommés par la ville de Granby (environ 45,000 m³/jour), ils nous ont été fournis par les services municipaux de Granby à partir des relevés de l'usine de filtration, avec indication du point de prélèvement (Réserve ou lac Boivin).

Quant aux débits à l'entrée commune du lac Boivin et de la Réserve, à la sortie du lac Boivin, à Savage Mills, ainsi qu'à Warden, ils ont été obtenus par transposition des débits enregistrés par le Ministère des Richesses naturelles à Shefford Vale pendant notre étude (Figure 2.1.1). Grâce à l'homogénéité hydrophysiographique du bassin versant et à son temps de réponse relativement court (0.5 - 2j), nous avons pu faire ces transpositions en utilisant simplement les rapports des surfaces drainées. Les surfaces drainées à Warden, à Savage Mills, à Shefford Vale, à l'entrée du lac Boivin

et à la sortie du lac Boivin valant respectivement 43.5, 129.6, 153.6, 196 et 221 km², les rapports de transposition de débit valent:

$$\frac{\text{débit à Warden}}{\text{débit à Shefford Vale}} = \frac{43.5}{153.6} = 0.27$$

$$\frac{\text{débit à Savage Mills}}{\text{débit à Shefford Vale}} = \frac{129.6}{153.6} = 0.84$$

$$\frac{\text{débit à l'entrée lac Boivin}}{\text{débit à Shefford Vale}} = \frac{196}{153.6} = 1.28$$

$$\frac{\text{débit à la sortie lac Boivin}}{\text{débit à Shefford Vale}} = \frac{221}{153.6} = 1.44$$

2.2 Echantillonnage

2.2.1 Sédiments (site 1)

Des échantillons de sédiments superficiels furent prélevés dans le lac Boivin et la Réserve de Granby, en automne 1974, à l'aide d'une benne Ekman conventionnelle; les 19 sites d'échantillonnage sont indiqués sur la Figure 2.2.1. Les échantillons de sédiments furent ramenés au laboratoire, tamisés par voie humide pour enlever les colimaçons, les brins d'herbe, les racines, etc., et centrifugés. Pour les sédiments échantillonnés aux sites 3, 6, 15, 17 et 18, on en a immédiatement prélevé une portion (2.5 l) pour l'étude des échanges sédiments \rightleftharpoons eau dans les bacs expérimentaux (voir section 2.4). Pour les analyses de l'azote ammoniacal et de la capacité d'échange cationique, on a gardé un sous-échantillon des sédiments sous forme congelée (Toth et Ott, 1970), alors que pour toutes les autres analyses, on a fait sécher les sédiments à l'air et à la température du laboratoire pour les garder ensuite à l'état sec.

2.2.2 Eau (sites 1 et 2 - stations régulières)

Pour permettre le calcul du bilan en éléments nutritifs (entrée - sortie) du lac Boivin et de la Réserve de Granby, des stations d'échantillonnage régulières ont été maintenues à l'entrée commune des deux réservoirs (Figure 2.2.2) (station 105), à la sortie du lac Boivin (station 210) ainsi qu'à l'usine de filtration (désignée station 402 ou 403, selon la source de l'eau d'approvisionnement) afin de calculer les charges en éléments nutritifs transportées par la rivière Yamaska-Nord. De même, trois stations ont été établies sur le tronçon en amont du site 1: la première (station 100; visitée seulement en 1976) se trouvait au pont de la route 241 en aval de la ville de Waterloo; la deuxième (station 101) se situait au pont de Savage Mills près de l'entrée du réservoir en construction; la troisième (station 103) était au pont du canton de Shefford Vale à environ 1 km en aval du nouveau barrage.

Du 21 janvier 1975 au 26 octobre 1976, soit une période de 21 mois, la fréquence d'échantillonnage à ces stations variait entre une fois toutes les deux semaines et une fois toutes les semaines:

<u>Dates</u>	<u>Fréquence</u>
du 21-01-75 au 09-04-75:	1/2 semaines;
du 10-04-75 au 10-11-75:	1/ semaine;
du 11-11-75 au 09-03-76:	1/2 semaines;
du 10-03-76 au 26-10-76:	1/ semaine.

Les dates d'échantillonnage sont indiquées sur la Figure 2.1.1, où on peut également trouver les débits journaliers avant, pendant et après les prélèvements.

Le prélèvement des échantillons se faisait à l'aide de bouteilles en polyéthylène, de capacité d'un litre, insérées dans un hydrocapteur métallique. A chaque station, deux échantillons étaient prélevés,

conservés à $<4^{\circ}\text{C}$ sur glace fondante, et envoyés au laboratoire à Québec pour analyse. Afin d'intégrer une section transversale de la rivière, on descendait l'hydrocapteur jusqu'au fond et on le remontait à vitesse constante au tiers de la largeur de la rivière. Après ajustement du volume d'eau (~ 500 ml), la même bouteille était complétée à 1 litre en la replongeant au deuxième tiers de la largeur. Pendant la période de l'année sans glace, ces opérations se faisaient habituellement à partir de ponts, sauf à la station 105 où on se servait d'une embarcation pneumatique. Durant la période hivernale, par contre, les opérations se déroulaient sur la rivière même; bien sûr, à la plupart des stations, on devait d'abord percer des trous dans la glace à l'aide d'une perceuse mécanique avant de procéder à l'échantillonnage.

L'échantillon prélevé à l'usine de filtration de Granby provenait d'un robinet d'eau brute relié à la conduite principale. Durant la période d'étude, l'eau était pompée à partir de l'une ou de l'autre des deux prises d'eau indiquées sur la Figure 2.2.2. Le choix de l'une ou de l'autre dépendait de l'opération de l'usine de filtration, qui essayait de distribuer la "meilleure" eau possible et de minimiser les coûts de traitement. En effet, on a pompé l'eau de la Réserve (station 403) pendant les périodes suivantes:

21 janvier	- 12 février	1975	(23 j);
16 mai	- 26 juin	1975	(42 j);
7 juillet	- 6 novembre	1975	(123 j);
8 juillet	- 26 octobre	1976	(141 j),

alors que l'opérateur de l'usine a préféré utiliser l'ancienne prise d'eau située dans le lac Boivin (station 402) durant les autres périodes:

13 février	- 15 mai	1975	(91 j);
27 juin	- 6 juillet	1975	(10 j);
7 novembre 1975-	7 juillet	1976	(245 j).

Il importe de souligner que dans cette dernière situation, l'eau de la Réserve, n'ayant pas d'autre voie de sortie que la prise d'eau de la ville, devient stagnante.

2.2.3 Eau (site 1 - stations spéciales et stations occasionnelles)

Afin de mieux comprendre le comportement des eaux du lac Boivin et de la Réserve de Granby, nous avons établi des stations d'échantillonnage spéciales sur le lac ainsi que dans la Réserve (Figure 2.2.2). Durant 1975, des stations ont été visitées une fois en hiver (février) et mensuellement après la débâcle (de mai à novembre), pour un total de huit campagnes d'échantillonnage. Ces stations comprenaient une station (105) commune à l'entrée du lac et de la Réserve, trois stations (204, 206, 208) sur le lac, une station (210) à l'exutoire du lac, et deux stations (301, 302) sur la Réserve. En 1976, on a suivi un calendrier semblable avec des campagnes spéciales en mars et mensuelles de mai à octobre. Cependant, pour les campagnes en 1976, les stations 204 et 208 ont été abandonnées pour ne garder que la station 206, située au centre géométrique du lac, ainsi que les stations 105 et 210. Quant aux stations de la Réserve, seule la station centrale (301) a été retenue en 1976 comme station spéciale. En éliminant des stations pour la seconde année du projet, on a tenu compte de l'homogénéité spatiale des données recueillies durant l'année précédente.

Le prélèvement des échantillons aux stations spéciales se faisait selon un protocole semblable à celui décrit ci-haut, sauf que dans le lac, aux stations 204, 206 et 208, on se limitait à une seule intégration verticale. De plus, aux stations localisées dans la Réserve, on prélevait des échantillons individuels à des profondeurs différentes (0.9, 3.0 et 5.2 m en 1975; 0.9 et 5.2 m en 1976). Chaque échantillon d'eau prélevé lors d'une campagne spéciale était alors divisé en deux sous-échantillons. Le premier, conservé à $<4^{\circ}\text{C}$ sur glace fondante et acheminé au laboratoire central à Québec, était destiné aux analyses

physico-chimiques décrites dans la section 2.3. Le second sous-échantillon, maintenu à sa température initiale, était acheminé à un laboratoire mobile stationné à proximité du lac. Les déterminations des potentiels autotrophes et hétérotrophes, telles que décrites dans la section 2.3, y étaient effectuées au plus tard 2 heures après la prise de l'échantillon.

En plus des stations régulières et des stations spéciales décrites ci-haut, nous avons établi des stations occasionnelles d'échantillonnage sur la Réserve de Granby (Figure 2.2.2: stations 302, 303, 304, 305). A ces stations, visitées seulement en 1976, on a mesuré la plupart des paramètres physico-chimiques, dans le but de mieux suivre le comportement de la Réserve durant sa stagnation prolongée du 7 novembre 1975 au 7 juillet 1976.

En résumé, l'échantillonnage des eaux de la rivière Yamaska-Nord s'est déroulé de janvier 1975 à novembre 1976 à quelques 15 stations régulières, spéciales ou occasionnelles. Pour chacune de ces stations, le Tableau 2.2.1 indique les paramètres mesurés, la fréquence d'échantillonnage, la période étudiée, ainsi que la raison d'être de la station.

2.2.4 Sols (site 2)

Avant la mise en eau du réservoir Savage Mills, on pouvait trouver, dans la cuvette même du réservoir, d'anciens champs de culture, des aires défrichées mais non cultivées, des superficies boisées, des terrains rocailleux accidentés de même que quelques zones marécageuses. Quinze points d'échantillonnage ont été localisés dans la partie la plus profonde de la cuvette. La plupart des points d'échantillonnage se trouvaient à des élévations inférieures à la cote 440, dans la zone qui risquait d'être en contact avec les eaux (anoxiques) de l'hypolimnion du futur réservoir durant la période critique de stratification estivale. Le développement de conditions anoxiques dans ces eaux profondes est probable, sinon assuré, durant les premières années d'existence du réservoir (ex.:

Burdick et Parker, 1971), et aurait pour conséquence d'accélérer la libération d'éléments nutritifs à partir des sols immergés vers les eaux sus-jacentes (INRS-Eau, 1976a). En choisissant les sites d'échantillonnage (Figure 2.2.3), on a tenu compte des proportions relatives des superficies boisées, défrichées et cultivées dans la partie profonde de la cuvette. A chaque point, on a prélevé un échantillon de la couche superficielle du sol (0-4 pouces; 0-10 cm); les échantillons ainsi obtenus ont été conservés à -40°C , dans l'obscurité. Des sous-échantillons furent ensuite prélevés, séchés à l'air, et envoyés au Laboratoire des sols du Collège MacDonald (voir section 2.3.3).

2.3 Techniques analytiques

2.3.1 Eau (paramètres physico-chimiques) - toutes les stations

Après réception au laboratoire central, chaque échantillon d'eau fut subdivisé en plusieurs sous-échantillons selon le schéma résumé sur la Figure 2.3.1. Les paramètres déterminés, ainsi que les méthodes analytiques employées, sont présentés dans le Tableau 2.3.1A. Signalons, qu'en 1975, les deux échantillons prélevés à chaque site étaient analysés séparément, alors qu'en 1976, ils étaient composés au laboratoire avant l'analyse. Ce changement a représenté un compromis entre le faible gain en précision qu'apportaient, en 1975, les analyses en double, et leur coût prohibitif.

2.3.2 Eau (paramètres biologiques)

- (a) potentiel de fertilité / facteur limitant - stations 100 à 105, 210, 402, 403

La mesure du potentiel de fertilité fut effectuée selon une technique développée par l' "Environmental Protection Agency" des Etats-Unis (EPA, 1971) et modifiée dans nos laboratoires. Les échantillons d'eau (composites) étaient stérilisés à l'autoclave et une souche d'algues

(*Selenastrum capricornutum*) y étaitensemencée à raison de 5,000 algues/ml. La souche était repiquée à toutes les semaines et seules les cultures en phase de croissance exponentielle servaient d'inoculum. Les conditions d'incubation des échantillons d'eau inoculés étaient les suivantes: 16 heures de photo-période, 5380 lux, $24 \pm 2^{\circ}\text{C}$. Les échantillons inoculés étaient agités à la main à tous les deux jours et la population d'algues fut mesurée après 21 jours à l'aide d'un compteur de particules (Coulter Counter Model 2B). Le dénombrement de cette population constituait la mesure du potentiel de fertilité. Cette mesure (cellules/ml) était par la suite convertie en mg d'algues par litre à l'aide d'une constante établie avec le milieu témoin à chaque test de fertilité effectué.

A la station 101 (Savage Mills), on complétait les mesures du potentiel de fertilité en déterminant le facteur chimique pouvant limiter la production primaire. Ce test, également développé par l' "Environmental Protection Agency" des Etats-Unis (EPA, 1971), consistait à diviser l'échantillon d'eau en trois sous-échantillons, après stérilisation et inoculation, et à ajouter au premier de l'azote (1.4 mg N/l), au deuxième du phosphore (0.06 mg P/l) et au troisième un mélange d'azote et de phosphore (1.4 mg N/l + 0.06 mg P/l). Les différents échantillons étaient incubés et agités à la main tous les deux jours. La population d'algues fut mesurée après 21 jours, et l'élément (N ou P) qui avait provoqué la meilleure stimulation de croissance de la population a servi à identifier le facteur chimique pouvant limiter la production primaire dans l'échantillon d'eau analysé.

(b) Chlorophylle-a, phaeopigments - stations 100 à 105, 204 à 210, 301 à 305, 402, 403

Les échantillons d'eau pour le dosage des pigments chlorophylliens étaient filtrés sous vide (Whatman GF/C, $\sim 1.2 \mu\text{m}$; dépression de $< 380 \text{ mm Hg}$), et ensuite les filtres étaient entreposés à -20°C dans l'obscurité jusqu'à l'analyse. Lors de l'étape analytique, on broyait les filtres mécaniquement en présence d'une solution d'acétone (90%) et, après

avoir clarifié les extraits en éliminant les fibres de verre en suspension, soit par filtration, soit par centrifugation, on y dosait la chlorophylle-a par spectrofluorimétrie. Après cette première lecture, on acidifiait les extraits pour ensuite refaire le dosage; à partir des lectures avant et après acidification, on a pu estimer les concentrations de chlorophylle-a et de phaeopigments dans l'échantillon d'eau initial (Yentsch et Menzel, 1963; Stainton *et al.*, 1974).

(c) Potentiel autotrophe

La détermination du potentiel autotrophe des eaux naturelles consiste à mesurer le taux d'assimilation, par le plancton présent, de bicarbonate marqué au carbone-14 (Schindler *et al.*, 1972). Ces mesures étaient 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 5,400 lux. La période d'incubation variait de 2 à 6 heures selon que la température était élevée ($>20^{\circ}\text{C}$) en été ou basse ($<5^{\circ}\text{C}$) en hiver; simultanément, des expériences témoins étaient réalisées en double et à l'obscurité, en maintenant les autres conditions expérimentales. A la fin de la période d'incubation, les échantillons étaient acidifiés ($\text{pH} < 2$), pour arrêter l'activité biologique et pour laisser échapper, durant une nuit d'agitation, l'excédent de bicarbonate marqué. Après émulsification de l'échantillon ("Aquasol", New England Nuclear), la radio-activité résiduelle était déterminée par comptage dans un compteur à scintillation liquide. Le potentiel autotrophe fut calculé en soustrayant la vitesse d'assimilation des témoins de celle des échantillons illuminés.

(d) Productivité primaire (*in situ*)

En 1976, des mesures de productivité primaire (phytoplancton) ont été réalisées selon la technique d'assimilation de $^{14}\text{CO}_2$ développée par Steeman-Nielsen (1952). Cependant, dans le but d'éliminer les problèmes

liés à la filtration des échantillons après incubation (McMahon, 1973; Wetzel, 1965) et afin de tenir compte du marquage des produits extracellulaires (Fogg et Nalewajko, 1964; Greskes et Van Bennekom, 1973), on prélevait un aliquot (5 ml) de l'échantillon d'eau incubé dans le milieu et on le versait directement dans une fiole à scintillation. Tel que préconisé par Schindler *et al.* (1972), cet aliquot était acidifié, agité, mélangé à un liquide scintillant et compté dans un compteur à scintillation liquide. Les périodes d'incubation utilisées ici, ainsi que les concentrations de $^{14}\text{CO}_2$ employées, étaient égales à celles utilisées lors de la détermination du potentiel autotrophe.

De plus, des tests biologiques visant à mesurer l'effet d'un enrichissement en éléments nutritifs sur la productivité primaire ont aussi été réalisés. Ces tests ont été menés selon une technique déjà utilisée par Goldman (1972) afin d'identifier le facteur chimique de contrôle de la productivité primaire. Différents échantillons d'eau étaient alors enrichis successivement d'azote (3.4 mg N/l, NH_4Cl), de phosphore (0.3 mg P/l, Na_2HPO_4), et enfin du mélange azote et phosphore (NH_4Cl + Na_2HPO_4). La forme chimique des éléments nutritifs et leurs concentrations ont été établies suite aux résultats obtenus dans les études de Samsel et Parker (1972) et Samsel *et al.* (1972). Ces échantillons étaient par la suite incubés *in situ* et la vitesse d'assimilation du carbone inorganique était mesurée dans chaque échantillon selon la technique décrite plus haut; ces vitesses d'assimilation furent ensuite comparées à celle obtenue pour l'échantillon non-enrichi.

(f) Potentiel hétérotrophe

La détermination du potentiel hétérotrophe des eaux consiste à mesurer la vitesse d'assimilation de glucose marqué uniformément au carbone-14. Le choix du glucose comme substrat organique modèle est justifié par sa présence presque universelle dans les eaux de surface et par son assimilation rapide par le bactérioplancton. Aux concentrations employées dans cette étude (< 30 μg glucose- $\text{U-}^{14}\text{C}/\text{l}$), l'assimilation par le

phytoplancton peut normalement être négligée (Wright et Hobbie, 1966).

Le protocole expérimental suivi en 1975 était sensiblement le même que celui décrit par Hobbie et Crawford (1969). Trois déterminations du taux d'assimilation étaient effectuées à quatre concentrations différentes (3.25, 6.5, 13.0 et 26.0 μg glucose/l); on mesurait à la fois la fraction du glucose incorporée et la fraction respirée. L'incubation se déroulait dans l'obscurité, sur un agitateur rotatif placé dans un incubateur dont la température était voisine de celle de l'eau lors de l'échantillonnage. Comme pour la détermination du potentiel autotrophe, la durée d'incubation variait de 2 à 6 heures selon la température. Des expériences de contrôle étaient réalisées en triple selon le même protocole à ceci près que les milieux étaient acidifiés immédiatement après l'addition du glucose- ^{14}C , bloquant ainsi l'assimilation biologique dès le début de l'incubation. Une seule concentration de glucose (13 $\mu\text{g}/\text{l}$) était utilisée pour ces expériences de contrôle; la fixation non-biologique aux autres concentrations était calculée par extrapolation (Crawford *et al.*, 1974).

Le traitement mathématique des résultats bruts permet de déterminer le mode d'assimilation (transport actif ou diffusion) du glucose par le plancton et d'estimer le temps de renouvellement du glucose dans le milieu. Le pourcentage de respiration fut calculé pour chaque concentration de glucose ajoutée, et les vitesses d'assimilation furent compilées pour les plus faibles concentrations en glucose.

Durant les campagnes de mesure effectuées en 1976, le protocole expérimental fut modifié, de sorte qu'une seule concentration de glucose- ^{14}C (3.25 $\mu\text{g}/\text{l}$) était ajoutée, en quintuple, aux échantillons. Cette simplification nous a permis d'alléger les campagnes de mesures déjà trop laborieuses et d'ajouter des déterminations de la productivité primaire *in situ*, tout en gardant des mesures relatives de l'activité hétérotrophe.

2.3.3 Sédiments (site 1) et sols (site 2)

Les échantillons de sédiments et de sol, prélevés respectivement au site 1 et au site 2, furent analysés au Département des Ressources renouvelables, Laboratoire des sols, Collège MacDonald, Université McGill, Ste-Anne de Bellevue. On y a fait déterminer les paramètres suivants, à la fois sur les sédiments et sur les sols:

carbone organique;

azote organique;

azote ammoniacal;

azote nitrique;

phosphate extractible (NH_4F);

phosphate extractible (NaOH);

phosphate extractible (HCl);

capacité d'échange cationique.

Des procédures analytiques standards, couramment utilisées pour l'analyse des sols et des sédiments (Jackson, 1958; Toth et Ott, 1970; Williams *et al.*, 1971 a; b), furent employées. Toutes les données sont exprimées en fonction du poids sec de l'échantillon (séché à 55°C).

2.4 Bacs expérimentaux

Parmi les échantillons de sédiments prélevés au site 1 pour fins d'analyse (section 2.2.1), cinq ont été retenus pour l'étude au laboratoire des échanges sédiments \rightleftharpoons eau, à savoir les échantillons prélevés aux stations 3, 6, 15, 17 et 18 (voir la Figure 2.2.1).

Les expériences d'immersion se sont déroulées dans des bacs expérimentaux (Figure 2.4.1) où l'interface sédiments-eau avait été reconstituée (INRS-Eau, 1976a). Les détails du protocole expérimental sont présentés en

résumé dans le Tableau 2.4.1. Pour maintenir des conditions aérobies, représentatives de celles rencontrées dans le lac, on a fait barboter dans les divers bacs de l'air humide; la concentration en oxygène dissous dans les eaux sus-jacentes se maintenait près du point de saturation. A intervalles réguliers (≥ 1 fois par semaine), on a retiré un échantillon d'eau de chaque bac et remplacé ce volume d'eau par un volume égal d'eau de renouvellement: cette opération équivalait à remplacer chaque jour 1/24 du volume de l'eau dans les bacs. L'eau ainsi prélevée, de même que l'eau de renouvellement, furent analysées pour les paramètres indiqués dans le Tableau 2.4.1.

Pendant les premiers 85 jours d'immersion, on a employé comme eau de renouvellement l'eau de la rivière Yamaska-Nord, qui était fortement chargée en phosphates. A compter du 85^e jour, dans le but de diluer progressivement l'eau des bacs expérimentaux et de favoriser ainsi un échange plus important à partir des sédiments vers l'eau sus-jacente, on a employé une eau naturelle moins chargée, celle de la rivière St-Charles, pour renouveler l'eau des bacs expérimentaux.

TABLEAU 2.2.1: DESCRIPTION SOMMAIRE DES ACTIVITES D'ECHANTILLONNAGE (EAU) AUX STATIONS REGULIERES, SPECIALES ET OCCASIONNELLES.

Station ¹ d'échantillonnage	Emploi ²	Paramètres ³				Durée		Fréquence d'échantillonnage
		SN	PF	B	chl-a	1975	1976	
100	1, 2, 3	X	X		X		X	≥ 1/2 semaines
101	1, 2, 3	X	X		X		X	"
103	1, 2, 3	X	X*		X		X	"
105	1, 2, 3, 4	X	X	X	X		X	"
210	1, 2, 3, 4	X	X	X	X		X	"
402,403	1, 2, 3	X	X		X		X	"

204	3, 4	X		X	X		X	≤ 1/mois
206	3, 4	X		X	X		X	"
208	3, 4	X		X	X		X	"

301	3, 4	X		X	X		X	≤ 1/mois
302	3, 4	X		X	X		X	"
303	1	X			X		X	"
304	1	X			X		X	"
305	1	X			X		X	"

¹ La localisation des stations d'échantillonnage est indiquée sur la Figure 2.2.2.

² Emploi des données obtenues à une station donnée:

- (1) connaître les concentrations des éléments nutritifs et suivre leur évolution temporelle;
- (2) calculer les charges (débits massiques) en éléments nutritifs;
- (3) estimer la biomasse planctonique;
- (4) connaître la vitesse d'assimilation par le plancton de certains substrats inorganiques ou organiques.

³ Paramètres mesurés: SN - substances nutritives (voir Tableau 2.3.1A);
 PF - potentiel de fertilité; PF* - facteur limitant;
 B - paramètres biologiques (voir Tableau 2.3.1B);
 chl-a - chlorophylle-a, phaeopigments.

TABLEAU 2.4.1: ETUDE DES ECHANGES SEDIMENT-EAU : RESUME DU PROTOCOLE EXPERIMENTAL.

Conditions expérimentales	température ambiante (23 ⁰ C) en obscurité aération (2 litres min ⁻¹)
Type de sédiment	5 échantillons, prélevés aux stations nos 3, 6, 15, 17 et 18 (voir Figure 2.2.1) et étudiés en double
Type d'eau sus-jacente	eau naturelle, prélevée de la rivière Yamaska-Nord
Type d'eau de renouvellement	eau naturelle, prélevée soit de la rivière Yamaska Nord (→ 85e jour d'immersion) soit de la rivière St-Charles (85 → 127e jour d'immersion)
Volume de sédiments (humides)	2.5 litres
Volume d'eau sus-jacente	12 litres
Renouvellement de l'eau sus-jacente	3.5 litres / 7 jours
Essais de contrôle	2 bacs avec l'eau de rivière mais sans sédiments
Paramètres analysés sur l'eau sus-jacente, filtrée (0.45 µm) et non filtrée	N-organique N-NH ₄ , N-NO ₂ , N-NO ₃ P-soluble, réactif P-organique P-total
Paramètres analysés sur l'eau sus-jacente non filtrée	pH, conductivité potentiel de fertilité
Fréquence d'analyse	≥1 / semaine, sauf pour le potentiel de fertilité; ce dernier fut déterminé après 24, 106 et 129 jours

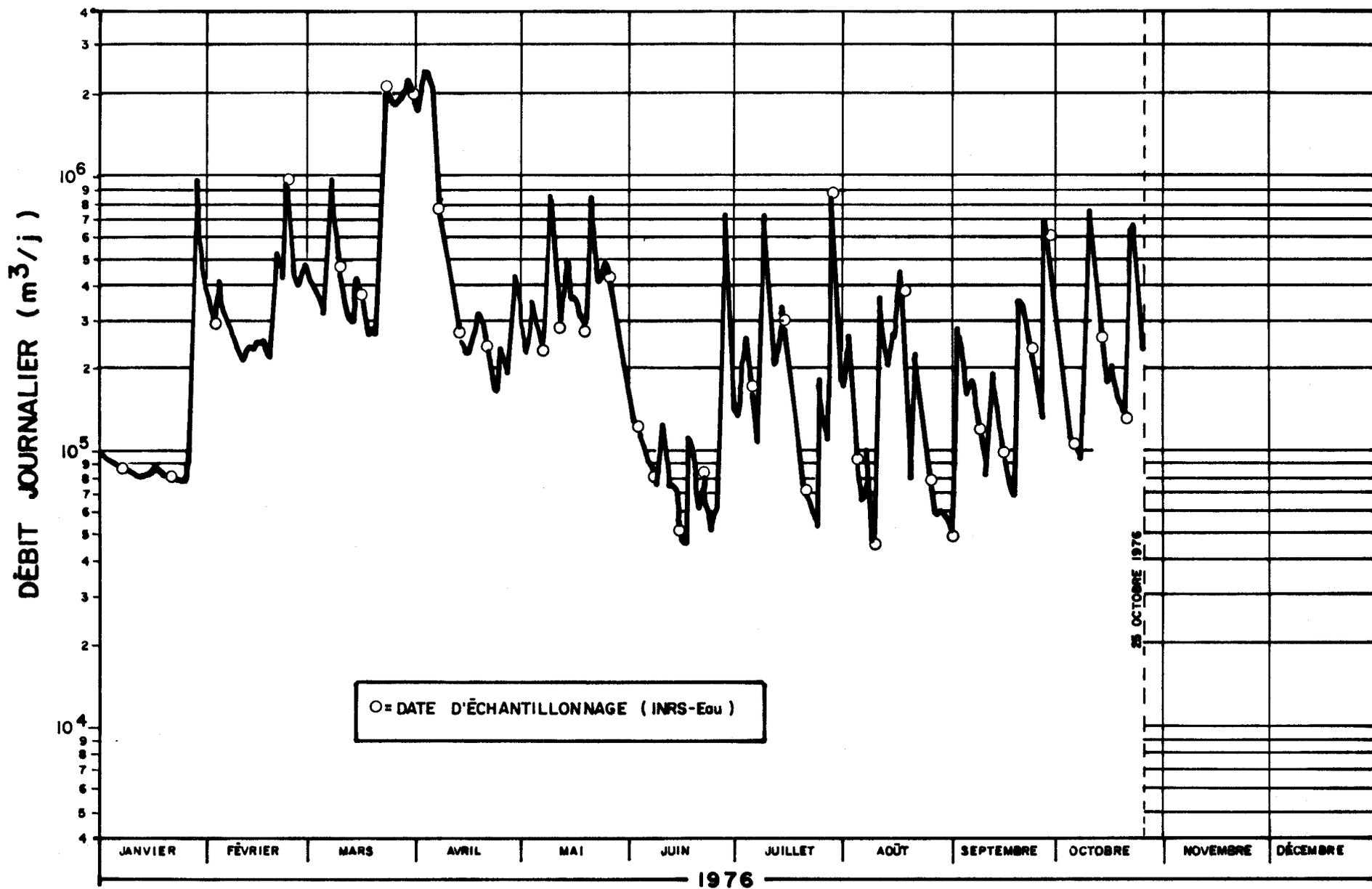


Figure 2.1.1 B . Débits journaliers enregistrés à Shefford Vale (station hydrométrique 030309) en 1976 .

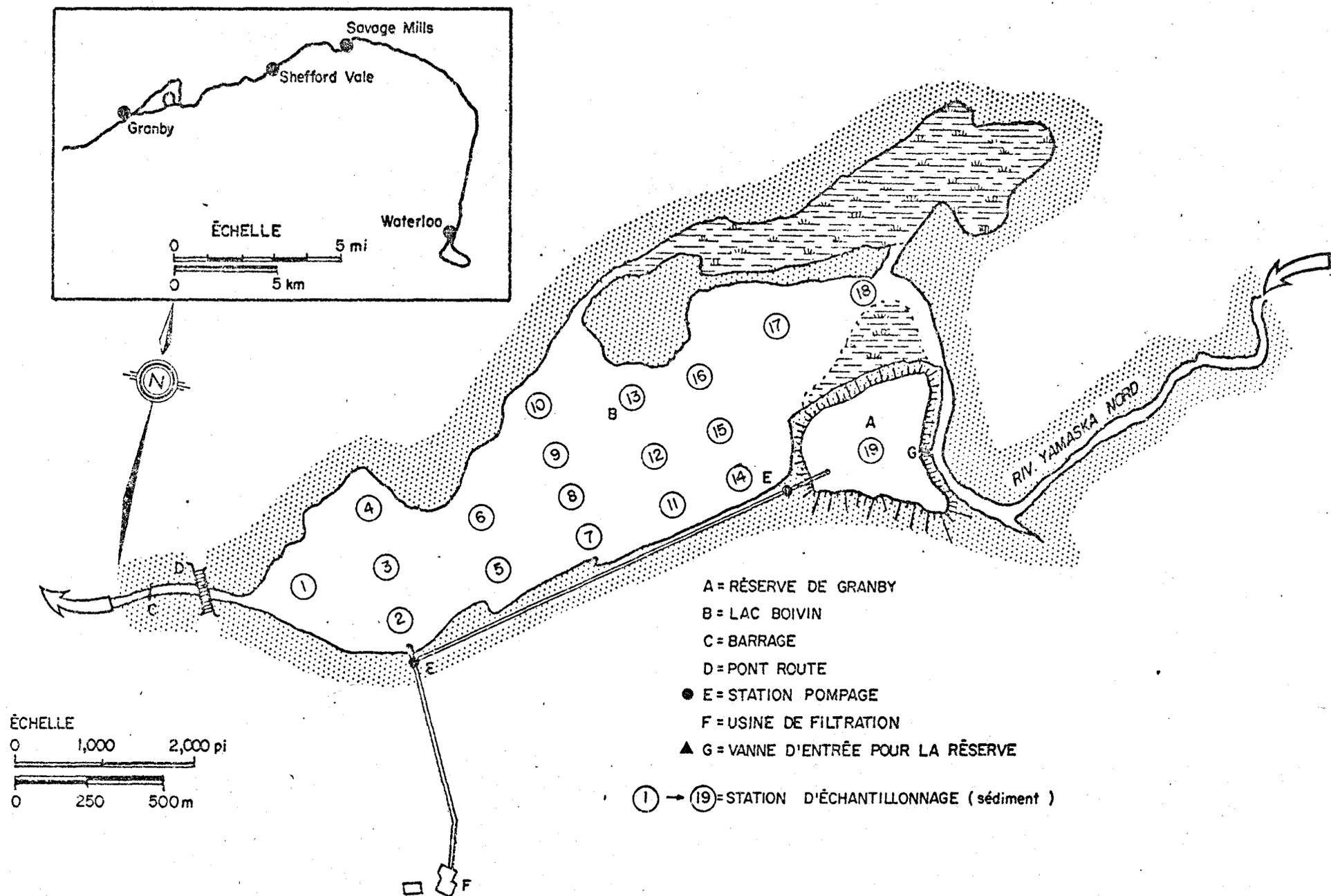


Fig.2.2. 1 . Carte du Lac Boivin et de la Réserve de Granby - localisation des stations d'échantillonnage de sédiments .

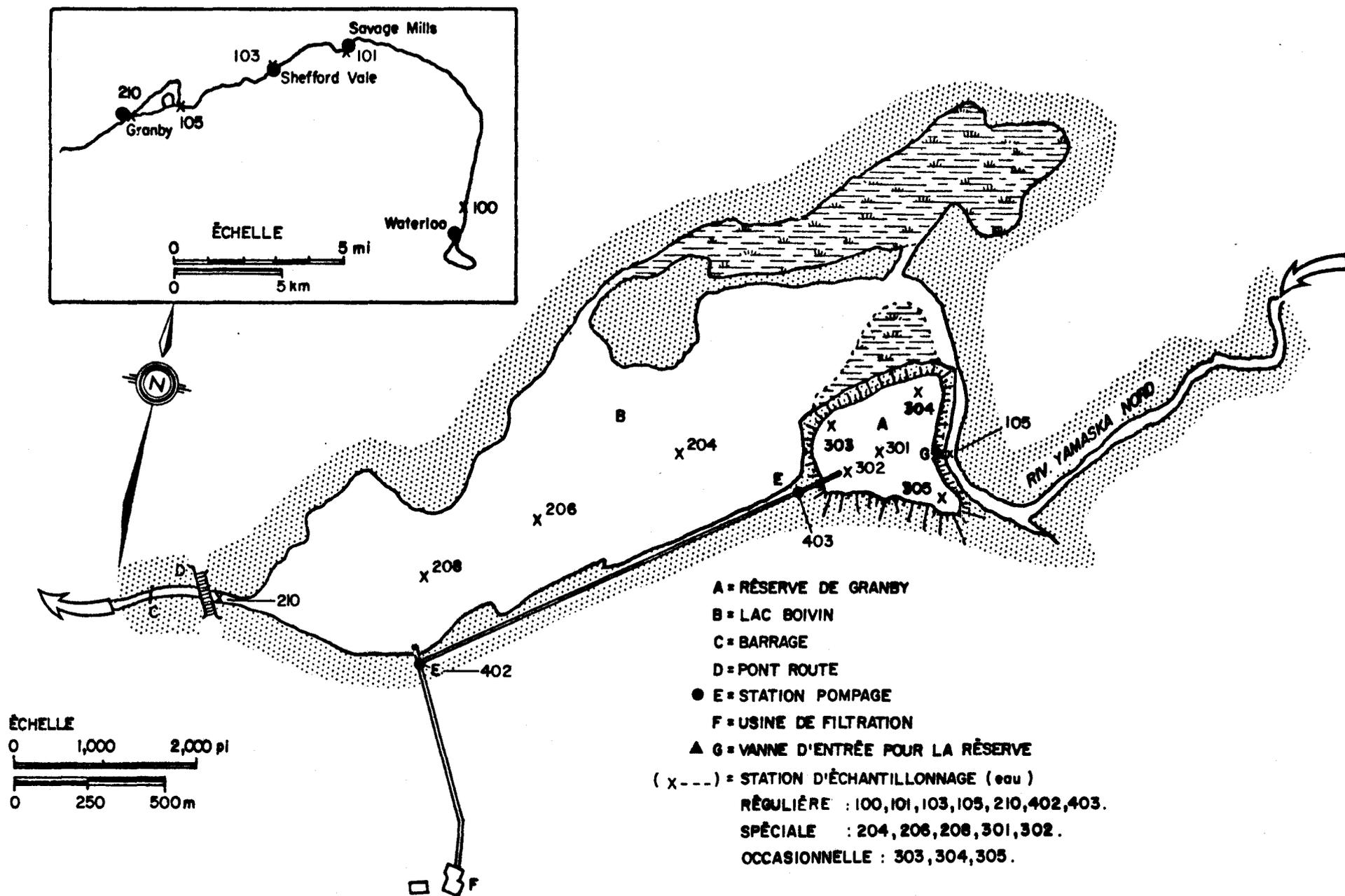


Fig.2.2.2. Carte du lac Boivin et de la Réserve de Granby - localisation des stations d'échantillonnage d'eau .

AMÉNAGEMENT DU BARRAGE-RÉSERVOIR DE SAVAGE-MILLS (riv. Yamaska) — Nord

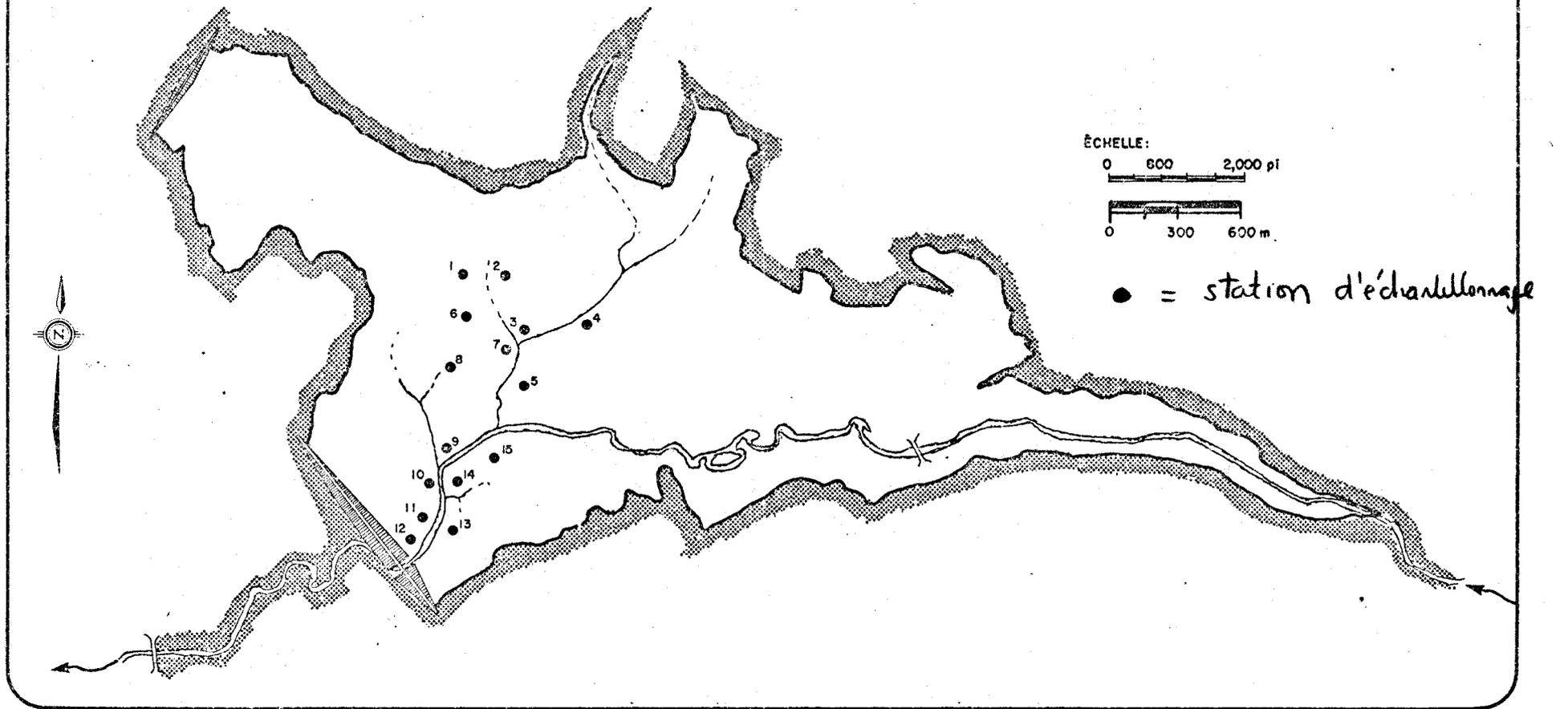


Figure 2.2.3. Carte de la cuvette du futur réservoir de Savage-Mills — localisation des stations d'échantillonnage de sol.

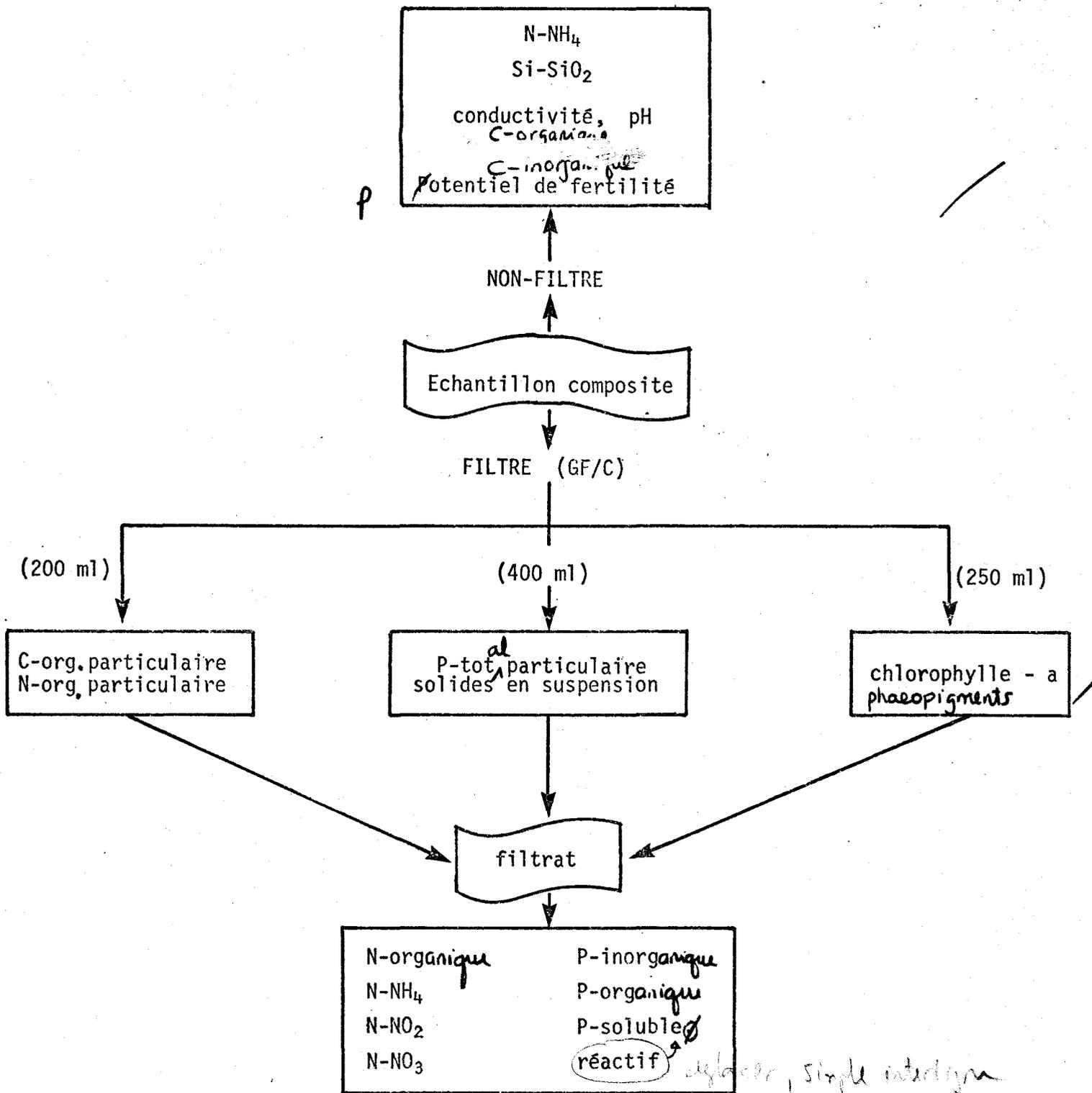


FIGURE 2.3.1: Schéma analytique suivi pour les échantillons d'eau prélevés sur le terrain.

TROIS AUTRES BACS, EN PARALLÈLE.

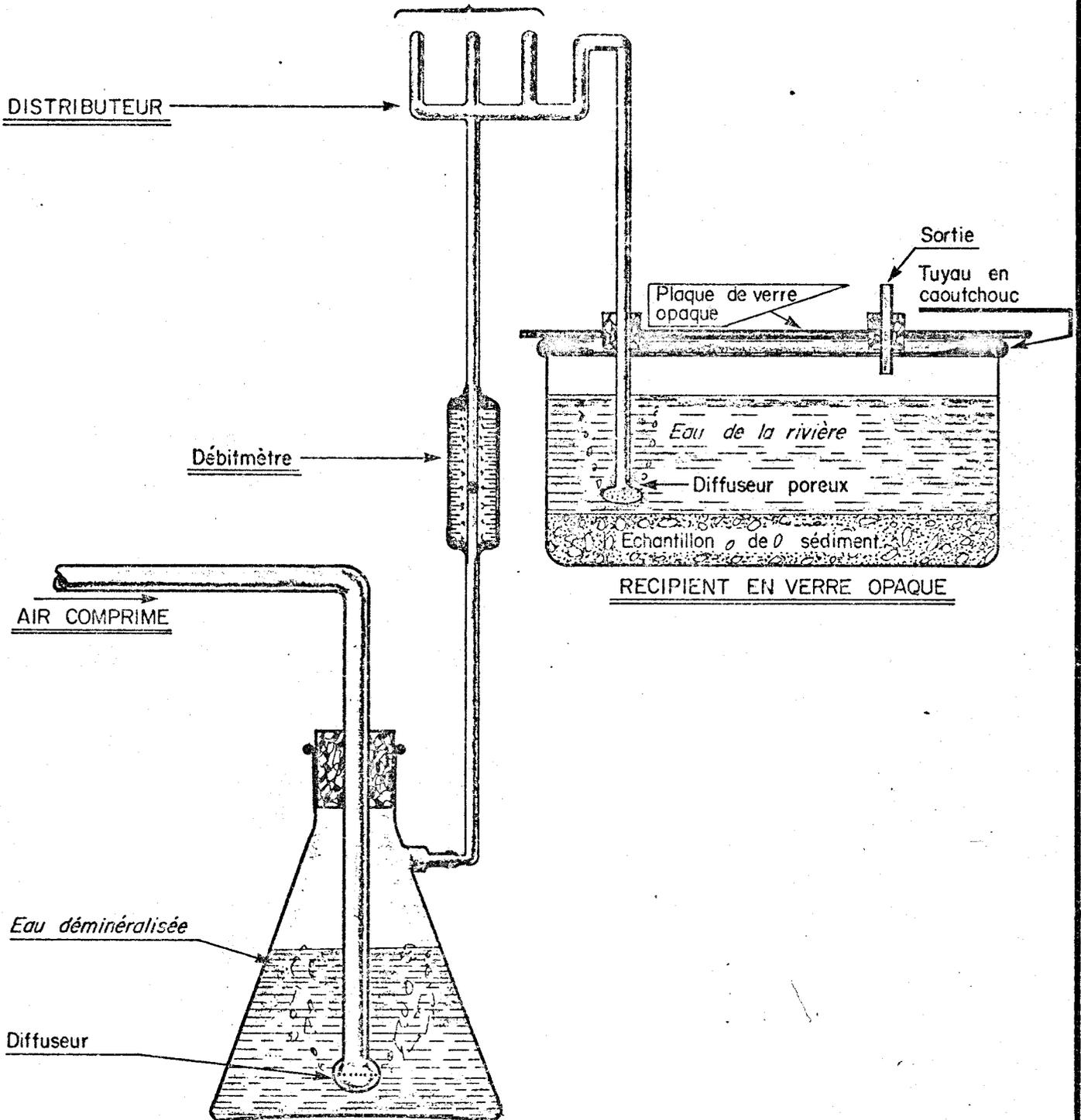


FIGURE.24.1. Appareillage utilisé pour l'étude des échanges sédiment-eau : unité d'humidification, débitmètre, distributeur, bac expérimental.

3. RESULTATS ET DUSCUSSION - SITE 1 - (Lac Boivin, Réserve de Granby)

3.1 Sédiments du fond

3.1.1 Caractéristiques physico-chimiques

La caractérisation des sédiments du lac Boivin et de la Réserve a eu pour but de déterminer les teneurs en substances nutritives (C, N, P) des sédiments, d'évaluer l'hétérogénéité spatiale des sédiments, et de discriminer entre les différentes formes de phosphore présentes afin de mieux estimer la disponibilité de cet élément. Les résultats des analyses chimiques des 19 échantillons figurent dans le Tableau 3.1.1. De plus, sur les Figures 3.1.1 à 3.1.7, on présente sous forme de cartes la distribution spatiale des teneurs en certains éléments.

L'examen des résultats a permis de dégager des observations générales, dont quelques-unes sont indiquées sur les Figures 3.1.1 à 3.1.7. Signalons que pour presque tous les paramètres, les stations d'échantillonnage 18 et 19, situées respectivement à l'entrée du lac dans l'ancien lit de la rivière (profondeur 3.7 m) et dans la Réserve (profondeur 6.4 m), présentent des teneurs faibles en carbone, en azote et en phosphore. Elles se distinguent ainsi des autres stations, où l'eau est peu profonde et les teneurs en substances nutritives sont nettement plus élevées; seul le phosphore extractible par $\text{NH}_4\text{F.HCl}$ ou par HCl fait exception à cette règle (voir les Figures 3.1.5 et 3.1.7). Pour les fins statistiques, il convient donc de regrouper les stations 1 à 17, à l'exclusion des stations nos 18 et 19.

Carbone organique, azote organique

Dans le lac Boivin, les concentrations en carbone organique de même qu'en azote organique sont très élevées à presque tous les sites (concentration moyenne: 13.8% C-organique, 1.15% N-organique). Pour la plupart des échantillons, les valeurs calculées pour l'indice OSI ("Organic

Sediment Index" = [C-org (%)] x [N-org (%)] sont > 5, ce qui est caractéristique de sédiments ou de boues en voie de décomposition active (Ballinger et McKee, 1971). Les teneurs en carbone organique et en azote organique, ainsi que les valeurs pour la capacité d'échange cationique, ont tendance à augmenter dans la partie centrale du lac. Elles sont plus faibles vers l'amont près de l'entrée (stations 15 → 18), et diminuent encore dans la Réserve (station 19).

La variabilité spatiale des teneurs en carbone organique et en azote organique est appréciable (CV respectivement 37 et 35%), mais le rapport {C:N} est remarquablement constant (moyenne 12.2, CV 12%). Ceci laisse supposer une provenance commune de la matière organique sédimentaire, et la valeur plutôt faible du rapport suggère la prédominance de sources autochtones (Kemp *et al.*, 1977).

Azote inorganique

L'azote minéral se présente surtout sous forme réduite, le rapport {N - NH₄ / N - NO₃} étant toujours supérieur à 13 et pouvant parfois dépasser 100. Les stations 2, 10 et 15 se distinguent par des valeurs élevées de N - NH₄ alors que les stations 4 et 13 présentent des teneurs élevées en N - NO₃. La variabilité spatiale des formes minérales de l'azote est nettement plus grande (CV respectifs de 75 et 80%) que celle des autres éléments nutritifs étudiés, mais aucune tendance spatiale ne semble se dégager de l'examen des Figures 3.1.3 et 3.1.4.

Phosphore inorganique

Comme indiqué dans le Tableau 3.1.1, seules des formes inorganiques du phosphore furent déterminées. Des lessivages successifs avec l'*hydroxyde de soude* puis avec l'*acide chlorhydrique* permettent de différencier les phosphates non occlus ("non occluded"; liées à l'aluminium et au fer par des réactions de surface) des phosphates occlus ("occluded"; faisant partie de la matrice cristalline, associés avec le calcium).

D'après les résultats de Sagher *et al.* (1975), c'est surtout la première de ces deux fractions (NaOH - P) qui contrôle les échanges du phosphore avec la phase aqueuse et peut, par conséquent, devenir disponible pour le phytoplancton. Des résultats semblables furent rapportés par Li *et al.* (1974) en ce qui concerne la disponibilité du phosphore sédimentaire vis-à-vis de macrophytes. Par ailleurs, l'extraction par le *fluorure d'ammonium* en milieu acide (0.03 N NH_4F + 0.1 N HCl) est couramment employée dans le Laboratoire des sols du Collège MacDonald pour mesurer la quantité de "phosphore disponible" dans un sol, c'est-à-dire la fraction dont peuvent se servir les plantes terrestres et/ou d'autres organismes biologiques (A.F. MacKenzie, communication personnelle).

Les teneurs élevées en P-inorganique (NaOH - P + HCl - P) sont comparables à celles trouvées par Williams *et al.* (1971) dans des sédiments calcaires provenant de lacs eutrophes au Wisconsin. Sur la Figure 3.1.5, on note une homogénéité spatiale appréciable en ce qui concerne le NaOH - P (CV = 24%); dans le lac, seules les stations 1 et 10 se distinguent des autres par des valeurs élevées, alors que la station 11 en présente une plutôt faible. La variabilité spatiale des teneurs en HCl - P, ainsi qu'en NH_4F - P, est plus grande (CV respectifs de 33 et 40%); pour chacun de ces paramètres, les valeurs élevées se trouvent surtout dans la zone entre la prise d'eau et la sortie du lac (Figures 3.1.6 et 3.1.7). Signalons que pour les échantillons de sédiments étudiés dans les bacs expérimentaux (nos 3, 6, 15, 17 et 18; voir la section 3.1.2), c'est le HCl - P qui varie le plus parmi les trois formes de phosphore dosées.

Relations entre paramètres

Dans la recherche de relations entre les divers paramètres physico-chimiques, on s'est limité à une étude de corrélations simples. La matrice des coefficients de corrélations (Tableau 3.1.2) met en évidence plusieurs relations significatives, dont certaines méritent une mention

particulière:

C-organique vs N-organique
Forte corrélation; rapport {C/N} presque constant (Kemp *et al.*, 1977).

C-organique
N-organique vs Capacité d'échange cationique
Forte corrélation; capacité d'échange contrôlée par la matière organique.

N - NO₃ vs Teneur en eau
Forte corrélation; suggestion que les nitrates proviennent en grande partie de l'eau interstitielle (et/ou de l'eau de lac mélangée avec les sédiments lors de leur prélèvement) qui était enlevée par évaporation pendant le séchage des sédiments avant l'analyse.

3.1.2 Echanges sédiments - eau

L'étude au laboratoire des échanges sédiments - eau a eu pour buts de:

- comparer, dans des conditions expérimentales contrôlées, le comportement de cinq échantillons représentatifs de sédiments provenant du fond du lac Boivin;
- quantifier les échanges sédiments-eau ($\mu\text{g m}^{-2}\text{j}^{-1}$), dans des microcosmes "reconstitués" (Hargrave, 1975) soumis à des conditions expérimentales semblables à celles rencontrées en été dans le lac;
- comparer les quantités de N, P libérées des sédiments ($\mu\text{g m}^{-2}\text{j}^{-1}$ x superficie du lac) avec les quantités apportées par la rivière

Yamaska-Nord, et évaluer ainsi l'importance relative des sédiments comme source d'éléments nutritifs;

- étudier l'effet de changer l'eau sus-jacente d'une eau chargée en éléments nutritifs (\rightarrow 85^ej: eau de la rivière Yamaska-Nord) en une eau moins enrichie (85 \rightarrow 127^ej: eau de la rivière Saint-Charles);
- essayer d'établir des relations entre la composition physico-chimique des sédiments et leur comportement lorsqu'immergés.

Comme mentionné dans la section 2.4, cinq échantillons de sédiments ont été choisis pour l'étude en laboratoire des échanges sédiments-eau. Comme le démontre le Tableau 3.1.1, ces échantillons (nos 3, 6, 15, 17 et 18) représentent bien la gamme des résultats analytiques obtenus pour l'ensemble des échantillons.

Dans le traitement des données obtenues avec les bacs expérimentaux, on a d'abord considéré l'*évolution temporelle* de divers paramètres physico-chimiques dans les eaux sus-jacentes. Des graphiques démontrant les changements dans le temps de chaque paramètre se trouvent dans l'Annexe 1. Des résultats sommaires, sous la forme de concentrations moyennes pour les deux périodes assez stables (42 - 85^ej et 86 - 127^ej), sont présentés dans le Tableau 3.1.3, alors que les points saillants sont présentés en résumé dans la section ci-dessous. De plus, les *vitesse d'échange* en substances nutritives, entre les sédiments et l'eau sus-jacente, ont été calculées à partir des données physico-chimiques pour l'eau des divers bacs expérimentaux. En comparant les concentrations mesurées dans les échantillons prélevés à des dates d'échantillonnage successives, tout en tenant compte du renouvellement de l'eau qui s'est produit entre les prélèvements, il a été possible de calculer des bilans pour les différentes formes d'azote et de phosphore. Les résultats de ces calculs sont également présentés ci-dessous.

Evolution temporelle

(a) Bacs témoins

Pour les bacs témoins, qui ne contenaient que de l'eau, on note un comportement assez stable pour tous les paramètres sauf les formes de phosphore. Celles-ci, surtout le phosphore total non filtré, fluctuaient beaucoup sans cause évidente, ce qui suggère des problèmes analytiques pour les échantillons non filtrés. De plus, à plusieurs reprises, les concentrations en N - NH₄ ainsi qu'en N-organique étaient plus élevées dans les échantillons filtrés que dans les échantillons non filtrés. De tels problèmes de contamination par les membranes filtrantes avaient déjà été notés dans nos laboratoires (INRS-Eau, 1976b). A cause de cette contamination, les résultats obtenus pour N - NH₄ et N-organique sur les échantillons filtrés ont dû être rejetés.

Après le changement de l'eau de renouvellement (85^ej), la conductivité a diminué pour atteindre un nouveau plateau le 99^ej, ce qui donne une idée du temps nécessaire pour la dilution du volume initial.

L'eau de la rivière Saint-Charles, bien que plus douce que celle de la Yamaska-Nord, était néanmoins assez chargée en substances nutritives (Tableau 3.1.4). Ce n'était qu'en phosphore que les eaux de la Saint-Charles étaient moins enrichies que celles de la Yamaska-Nord.

(b) Bacs contenant des sédiments prélevés aux stations nos 3, 15 ou 17

L'azote ammoniacal, initialement présent à des concentrations élevées dans tous ces bacs, a diminué rapidement durant les premiers 10 à 20 jours et est ensuite demeuré sensiblement constant. Dans un des bacs contenant du sédiment no 17¹, le N - NH₄ a apparu de nouveau vers le 80^ej de l'expérience. Cette séquence suggère que des conditions anaérobies se sont développées dans ce bac, favorisant la libération de N - NH₄ (INRS-Eau, 1976a).

¹ Pour simplifier, les sédiments prélevés à un site donné portant le numéro du site d'échantillonnage.

Pour cette raison, les résultats obtenus de ce bac après le 80^ej ont été rejetés. L'azote organique lui-aussi a peu changé du début jusqu'à la fin de l'expérience. L'azote nitrique, par contre, a eu tendance à s'accumuler dans ces bacs; cette accumulation témoigne d'une nitrification progressive dans les eaux sus-jacentes aérobies, la nitrification étant plus importante que la dénitrification anticipée dans les sédiments eux-mêmes (Engler et Patrick, 1974).

Les teneurs en phosphate, initialement élevées dans tous ces bacs ($15 \sim 17 > 3$), ont diminué progressivement mais plutôt lentement jusqu'à la fin de l'expérience.

(c) Bacs contenant des sédiments prélevés à la station no 6

Les différentes formes d'azote ($N - NH_4$, $N\text{-org}$, $N - NO_3$), présentes à des concentrations plutôt faibles par rapport à celles dans les autres bacs, ont eu un comportement différent de celui noté pour les autres sédiments. Contrairement à ce qui s'est produit dans les autres bacs, il n'y a pas eu de pic initial d'azote ammoniacal, et les concentrations en $N - NO_3$ sont demeurées faibles et parfois inférieures même à celles dans les bacs témoins.

Les concentrations en phosphate, initialement légèrement supérieures à celles dans les bacs témoins, ont diminué progressivement jusqu'à la fin de l'expérience, l'écart devenant de moins en moins important.

(d) Bacs contenant des sédiments prélevés à la station no 18

Le comportement de ces sédiments se situe entre les cas (b) et (c) décrits ci-haut. Bien qu'il n'y ait pas eu de pic initial en $N - NH_4$, les concentrations en $N - NO_3$ ont augmenté au cours de l'expérience; comme ce fut le cas dans tous les bacs, les teneurs en N-organique sont restées sensiblement constantes sans tendances évidentes.

Les concentrations initiales en phosphate, qui étaient assez élevées, n'ont cependant pas diminué au cours de l'expérience; contrairement à ce qui s'est produit dans les autres bacs expérimentaux, les teneurs en phosphate sont restées à peu près constantes, pour éventuellement devenir les plus élevées parmi tous les bacs. Signalons, cependant, que ce phosphate se trouvait en grande partie sous forme particulaire.

Distribution des formes d'azote et de phosphore

En ce qui concerne leur proportions relatives, les formes d'azote se rangeaient dans l'ordre $N - NO_3 > N\text{-org} \gg N - NH_4$ dans tous les bacs expérimentaux, peu importe la période considérée ou la nature des sédiments immergés (Tableau 3.1.5). L'importance relative de $N - NO_3$ était plus élevée dans les bacs contenant les sédiments nos 15 et 17 (73 - 79%) que dans ceux renfermant les sédiments no 6 (52 - 60%). Ces derniers se distinguent donc assez nettement des autres sédiments, les concentrations totales en azote et la proportion de $N - NO_3$ étant plus faibles dans le cas des sédiments no 6 que dans les autres cas.

Dans le cas du phosphate (Tableau 3.1.6), ce sont les sédiments no 18 qui se différencient des autres sédiments. Signalons à cet effet la forte proportion de phosphate particulaire (47 - 54%) ainsi que la contribution relativement importante des phosphates organiques (29 - 32% du phosphore soluble). Pour les autres sédiments, on note une prédominance des formes solubles de phosphore, ainsi qu'une forte proportion de phosphates inorganiques.

Vitesse des échanges sédiments-eau

Pour l'analyse statistique des vitesses d'échange, on disposait des données obtenues pour chaque type de sédiments étudié ($5 \times 2 = 10$ bacs), et de celles obtenues des deux bacs témoins (sans sédiments). Deux périodes furent considérées, la première s'étendant du 42^e au 85^e jour d'immersion et la seconde du 86^e au 127^e jour; la période initiale

(0 - 42^ej) fut rejetée car on voulait étudier les vitesses d'échange après une certaine stabilisation des microcosmes. A l'intérieur de chaque période étudiée, et pour chaque bac, on disposait de six *valeurs hebdomadaires* de la vitesse d'échange. De cette série de valeurs, ont été calculées:

la moyenne : \bar{x} ;

la variance : s^2 ;

l'erreur standard : $\sqrt{\frac{s^2}{n}}$;

les limites de confiance : $\bar{x} \pm t \cdot \sqrt{\frac{s^2}{n}}$;

où n = nombre de valeurs = 6; t de Student = 2.57 pour n-1 = 5 degrés de liberté et un niveau de probabilité P = 0.05. Les valeurs moyennes ont été comparées, paire par paire, au moyen d'un test de Student:

$$t = \frac{|X_1 - X_2|}{\sqrt{\frac{S_1^2}{n_1} + \frac{S_2^2}{n_2}}}$$

pour $n_1 + n_2 - 2$ degrés de liberté et un niveau de probabilité P = 0.05.

Cette comparaison a d'abord été effectuée pour les bacs témoins: aucune différence significative n'ayant été constatée entre les deux bacs, on a pu regrouper dans une seule série les valeurs obtenues pour les deux bacs. Les "vitesses d'échange" ainsi obtenues sont présentées dans le Tableau 3.1.7. N'ayant pas de sédiments, les témoins auraient dû donner des valeurs nulles pour les différentes vitesses d'échange. D'après un examen du tableau, certains paramètres font exception à cette règle, notamment N - NH₄ (période 2) et N - NO₃ (périodes 1 et 2). Ces écarts résultent de: (1) transformations chimiques

ayant lieu dans les bacs (ex.: nitrification, $\text{NH}_4 \rightarrow \text{NO}_3$, donnant lieu à une légère augmentation des teneurs en nitrate); et (2) erreurs analytiques, particulièrement en ce qui concerne la *précision* (normalement de telles erreurs devraient s'annuler si la série de valeurs était suffisamment longue) et la *justesse* des mesures (ces erreurs, causées par un "décalage systématique non corrigé" ("drift") des appareils analytiques, ne s'annuleront pas mais s'accumuleront plutôt). Toujours en se rapportant au Tableau 3.1.7, signalons qu'il existe, même pour les autres paramètres, une variabilité marquée des valeurs hebdomadaires des vitesses d'échange; pour ces paramètres, les vitesses moyennes ne sont pas significativement différentes de zéro, mais elles montrent une grande variabilité autour de la valeur nulle.

Après avoir regroupé dans une seule série les données obtenues pour les bacs témoins, nous avons comparé ces vitesses d'échange avec celles obtenues pour les différents bacs contenant des sédiments. Les résultats de cette comparaison figurent dans les Tableaux 3.1.8 (formes d'azote) et 3.1.9 (formes de phosphore); dans ces tableaux, seules valeurs en italique sont significativement différentes de celles calculées pour les bacs témoins ($P = 0.05$). Pour synthétiser ces résultats, il convient de considérer les divers paramètres séparément.

N - NH_4 :

En général, *les vitesses d'échange ne se distinguent pas de celles des bacs témoins*. Seul le sédiment no 17 (bac no 1) montre une vitesse d'échange significativement différente de celle des témoins, et ceci seulement pendant la deuxième période (il s'agit là vraisemblablement du développement de conditions anaérobies à l'interface sédiments-eau: voir plus haut).

N - NO_3 :

Les sédiments nos 15, 17 et 18 montrent des vitesses d'échange qui sont toujours *positives* et très significativement différentes

de celle des témoins ($P \leq 0.001$).

Le sédiment no 3 donne des vitesses d'échange positives qui sont généralement significativement différentes de celle des témoins; pendant la deuxième période, mais seulement pour un des essais, la vitesse d'échange devient comparable à celle des témoins.

Le sédiment no 6 donne des résultats variables: pendant la première période, un des essais (bac no 2) montre une vitesse d'échange positive qui est à peine significativement différente de celle des témoins ($P = 0.05$); pendant la deuxième période, les deux essais donnent des vitesses d'échange *négligables* qui sont toutes les deux significativement différentes ($P = 0.05$) de celle des témoins (dénitrification).

N-organique:

En général, *les vitesses d'échange ne se distinguent pas de celles des témoins*; parmi les quatre exceptions indiquées dans le Tableau 3.1.8, signalons le sédiment no 18, pour lequel la vitesse d'échange devient significativement différente de celle des témoins pendant la deuxième période ($P = 0.01$), et ceci pour les deux essais.

P-inorganique (F):

En général, *les vitesses d'échange ne se distinguent pas de celle des témoins*, même pendant la deuxième période de renouvellement avec l'eau de la rivière Saint-Charles. Parmi les trois exceptions indiquées dans le Tableau 3.1.9, signalons le sédiment no 3 pour lequel la vitesse d'échange devient significativement différente de celle des témoins pendant la deuxième période ($P = 0.01$), et ceci pour les deux essais.

P-total (F):

Aucune vitesse d'échange ne se différencie de celles des témoins, même pendant la deuxième période.

P-total (NF):

*En général, les vitesses d'échange ne se distinguent pas de celles des témoins. Seul le sédiment no 18, un sédiment plutôt minéral, prélevé à l'entrée du lac Boivin, montre une vitesse d'échange significativement différente de celle des témoins. Ce phénomène se manifeste pour chacune des deux périodes considérées. Signalons qu'une fraction importante du phosphore échangé se trouve sous forme *particulaire inorganique* (comparer P-total (F) et P-total (NF) dans le Tableau 3.1.9; voir aussi le Tableau 3.1.6).*

Pour fins de comparaison, nous avons compilé dans les Tableaux 3.1.10 et 3.1.11 des résultats pertinents publiés ailleurs. Soulignons d'abord que dans la littérature, il n'existe que peu de vitesses d'échange exprimées sur une base de superficie (ex.: vitesse par m²), ce qui limite les possibilités de comparaison. A l'examen des tableaux, on peut noter que les vitesses d'échange trouvées par d'autres chercheurs sont souvent supérieures à celles que nous avons observées dans la présente étude. Notons, cependant, la présence dans les tableaux de vitesses d'échange positives et négatives, aussi bien pour l'azote que pour le phosphore; les vitesses observées pour les sédiments du lac Boivin, quoique faibles, se situent donc à l'intérieur de la gamme que représentent les valeurs dans la littérature.

Selon Kamp-Nielsen (1974), dans les conditions aérobies, la vitesse d'échange de phosphate entre les sédiments du fond et l'eau sus-jacente est contrôlée à la fois par des processus d'adsorption et par l'activité microbologique. Comme appui pour la première de ces hypothèses, il présente une corrélation négative (N = 4; r = - 0.99) entre la vitesse d'échange et le logarithme de la concentration moyenne en phosphore

inorganique soluble dans l'eau sus-jacente. Sur la Figure 3.1.8, où est reproduite cette corrélation apparente (les quatre points indiqués ainsi (·)), se trouvent également quelques 10 points (x) qui correspondent aux résultats de la présente étude (cinq sédiments avec essais 1 + 2 regroupés, deux périodes d'étude). Considérant d'abord ces points tout seuls (ceux qui sont entourés d'une ligne en pointillé), on note que les vitesses d'échange se regroupent autour de l'axe des abscisses (la plupart n'étant pas significativement différentes de zéro) et qu'aucune corrélation avec la concentration en phosphore inorganique soluble ne se dégage. Pris ensemble, les points relatifs aux sédiments du lac Boivin forment un nuage qui semble se détacher de la ligne de régression obtenue pour quatre lacs danois par Kamp-Nielsen. Signalons, cependant, que les deux vitesses d'échange qu'il a mesurées à hautes concentrations sont entachées d'une très grande imprécision (noter les limites de confiance très larges, telles qu'indiquées sur la Figure 3.1.8), ce qui met en doute la signification de la régression. Il serait donc prématuré de conclure que les sédiments du lac Boivin aient un comportement singulier par rapport à ceux étudiés par Kamp-Nielsen.

En plus d'étudier la relation entre les vitesses d'échange de phosphore et les concentrations de cet élément dans l'eau, nous avons également cherché des liens entre la composition chimique des sédiments (nos 3, 6, 15, 17 et 18) et leur comportement lorsqu'immergés. Le nombre d'échantillons étant plutôt restreint ($N = 5$), on ne pouvait espérer mettre en évidence, par une approche statistique, des relations utiles pour la prévision. On cherchait plutôt à identifier des tendances générales qui pourraient servir comme guide pour l'évaluation de l'impact potentiel d'un sédiment immergé sur l'eau sus-jacente. A cette fin, on a comparé, au moyen de corrélations simples, les résultats des analyses physico-chimiques des sédiments (Tableau 3.1.1) avec les concentrations nettes moyennes dans l'eau durant chacune des deux périodes étudiées (Tableau 3.1.3). Dans une étude des combinaisons suivantes:

<u>sédiment</u>	<u>eau sus-jacente</u>
C-organique	N-organique
N-organique	N-NH ₄
N-NH ₄	N-NO ₃
N-NO ₃	
C-organique	P-inorganique
[HCl - P]	P-total
[NaOH - P]	
[NH ₄ F - P]	

aucune relation significative ne s'est dégagée, ce qui n'est peut-être pas surprenant, compte tenu de la petite taille de l'échantillon statistique ($N = 5$, $P = 0.05$, r_{xy} doit être ≥ 0.87 pour être significativement différent de 0). Il faut néanmoins noter l'inaptitude des analyses physico-chimiques des sédiments pour évaluer l'impact qu'ils peuvent avoir sur un plan d'eau sus-jacente; pareillement, des analyses pédologiques se sont avérées inutiles pour évaluer l'impact potentiel de sols inondés sur l'eau sus-jacente (INRS-Eau, 1976a).

Potentiel de fertilité

Sur des échantillons d'eau prélevés des bacs expérimentaux après 24, 106 et 129 jours d'immersion, on déterminait le potentiel de fertilité selon la technique décrite dans la section 2.3.2. Ces mesures nous permettaient d'évaluer la biodisponibilité des éléments nutritifs présents vis-à-vis d'un organisme photo-autotrophe (*Selenastrum capricornutum*).

Les résultats des déterminations du potentiel de fertilité, présentés dans le Tableau 3.1.12, montrent une fidélité acceptable (coefficient de variation $\leq 15\%$ pour la plupart des mesures faites en triple; Toerien *et al.*, 1971). De plus, les deux bacs contenant un même sédiment donnent

des résultats semblables. Les indices d'enrichissement sont tous élevés (IE = 4), même dans les bacs témoins, et correspondent au niveau eutrophe pour un milieu lacustre (Miller *et al.*, 1974). Aucun effet de toxicité n'a été décelé (Tableau 3.1.13), le potentiel de fertilité *mesuré* n'étant jamais significativement inférieur au potentiel de fertilité *anticipé*, ce dernier paramètre ayant été calculé à partir des concentrations en azote inorganique total ou en phosphore inorganique total (Miller *et al.*, 1974; Greene *et al.*, 1975; INRS-Eau, 1976b).

La contribution des divers sédiments à l'enrichissement des eaux sus-jacentes est mise en évidence dans le Tableau 3.1.14, où figure l'apport en substances nutritives exprimé comme changement du potentiel de fertilité. Deux types de sédiments se manifestent: ceux qui ne contribuent pas à augmenter la fertilité des eaux sus-jacentes (sédiment no 6: $\Delta PF < 0$), et ceux qui ont pour effet de l'augmenter (sédiments nos 3, 15, 17 et 18: $\Delta PF > 0$). Cette discrimination correspond à celle notée antérieurement en ce qui concerne les vitesses d'échange en azote inorganique (Tableau 3.1.8). En effet, comme le démontre le Tableau 3.1.15, les concentrations en azote inorganique ainsi qu'en phosphore inorganique dans les eaux sus-jacentes sont généralement plus élevées dans les bacs contenant des sédiments que dans les bacs témoins, augmentant ainsi le potentiel de fertilité. Seuls les bacs renfermant le sédiment no 6 font exception à cette règle: les concentrations en azote inorganique y diminuent alors que les teneurs en phosphore inorganique augmentent par rapport à celles retrouvées dans l'eau des bacs témoins. Les faibles valeurs du rapport {N/P} qui en résultent font de l'azote le facteur chimique contrôlant le potentiel de fertilité de ces eaux, et les faibles teneurs en azote inorganique se traduisent par un potentiel de fertilité réduit dans ces bacs.

SITE 1: SEDIMENTS DU FOND - RESUME

Analyse physico-chimique

- . Les sédiments du lac Boivin (fortes teneurs en C, N et P) se distinguent nettement de ceux de la Réserve de Granby (faibles teneurs en C, N et P).

Echanges sédiments-eau

- . Les répliquats se comportent de manière satisfaisante (c.à.d.: de manière semblable)
 - exceptions: sédiment no 3, NO₃, période 2 } voir le Ta-
 - sédiment no 6, NO₃, période 2 } bleau 3.1.8
- . Les vitesses d'échange sont caractérisées par une grande variabilité temporelle, le coefficient de variation étant souvent > 1. Cette variabilité est imputable en partie à l'imprécision analytique; cependant, le fait que les bacs témoins sont moins variables que les bacs avec sédiments suggère qu'une partie de la variabilité de ces derniers est réelle (c.à.d.: la vitesse d'échange varie elle-même d'une semaine à l'autre; Kamp-Nielsen, 1975; Fillos et Swanson, 1975).
- . Les vitesses d'échange sont généralement inférieures à celles citées dans la littérature (voir le Tableau 3.1.10: noter cependant qu'il existe relativement peu de valeurs dans la littérature exprimées sur une base de superficie).

- Parmi les vitesses d'échange de l'azote dans les bacs avec sédiments, seule celle pour N-NO₃ est régulièrement différente de celles des témoins; pour ce paramètre, les sédiments se classent ainsi:

$$17 \sim 15 \sim 3 > 18 > T \sim 6 \quad (\text{où } T = \text{témoin})$$

L'examen de la composition physico-chimique de ces sédiments ne permet pas d'expliquer cet ordre. Il se peut que le sédiment no 6 (riche en matière organique, en N-organique) supporte une population active de bactéries dénitrifiantes (Terry et Nelson, 1975), lesquelles transforment l'azote nitrique en azote moléculaire; une telle perte, qui ne serait pas décelée par notre approche expérimentale, expliquerait les faibles valeurs apparentes de la vitesse d'échange de N-NO₃ dans les bacs contenant le sédiment no 6.

- La distribution des formes d'azote est semblable dans tous les bacs sauf peut-être pour le sédiment no 6 (voir le Tableau 3.1.5).

$$N\text{-NO}_3 > N\text{-organique} > N\text{-NH}_4$$

- Parmi les vitesses d'échange du phosphore dans les bacs avec sédiments, seule celle pour le sédiment no 18 (prélevé à l'entrée du lac Boivin dans l'ancien lit de la rivière - profondeur 3.7 m) est significativement différente de celle des témoins; il s'agit d'un sédiment plutôt minéral (1.3% C-organique) récemment déposé.

- Les effets du changement de l'eau de renouvellement (c.à.d.: comparaison des périodes 1 et 2 dans les Tableaux 3.1.8 et 3.1.9) sont peu marqués, sauf peut-être pour le phosphore inorganique soluble dans les bacs contenant le sédiment no 3 (période 1 < période 2; différence significative à $P = 0.05$).
- Les quantités de *phosphore* échangées durant les 127 j d'immersion sont de beaucoup inférieures à celles qui sont disponibles dans les sédiments selon les analyses physico-chimiques.

ex.: sédiment no 18 (celui avec la vitesse d'échange la plus élevée)

quantité libérée (127 j) \approx 15 mg

quantité lessivable \geq quantité extractible avec

$\text{NH}_4\text{F.HCl}$

\geq 98 mg

où on suppose que seulement le premier cm des sédiments est impliqué dans les processus d'échange.

- Pour l'azote, cependant, la quantité de nitrate échangée excède la faible quantité présente dans les sédiments initialement, ce qui montre qu'une minéralisation importante de l'azote organique (N-organique \rightarrow NH_4 \rightarrow NO_3) s'est produite pendant l'immersion.

ex.: sédiment no 17 (celui avec la vitesse d'échange la plus élevée)

quantité libérée (127 j) = 78 mg N-NO₃

quantité lessivable < 1 mg N-NO₃

- Selon les mesures du potentiel de fertilité, les sédiments nos 3, 15, 17 et 18 contribuent en laboratoire à augmenter la fertilité des eaux du lac Boivin, alors que le sédiment no 6 n'y contribue pas.

TABLEAU 3.1.1: ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES¹ DES SEDIMENTS SUPERFICIELS DU LAC BOIVIN ET DE LA RESERVE.

Echantillon ² No. Profondeur (m)		PARAMETRE									
		C-organique (%)	N-Kjeldahl (%)	C/N	CxN	N-NH ₄ ³ (ppm)	N-NO ₃ ³ (ppm)	CEC ⁴ (meq/100g)	P extractible avec NH ₄ F (ppm)	P extractible avec NaOH (ppm)	P extractible avec HCl (ppm)
1	1.4	13.2	1.28	10.3	16.9	149	10.8	38.9	200	368	1313
2	1.2	17.4	1.46	11.9	25.4	805	10.6	50.0	200	208	1275
3*	1.3	19.6	1.48	13.2	20.0	407	9.5	50.5	200	235	1325
4	0.9	12.5	1.12	11.1	14.0	405	16.2	34.8	100	232	1350
5	1.4	14.8	1.39	10.6	20.6	170	3.9	41.1	160	215	900
6	1.5	13.9	1.10	12.6	15.3	146	6.4	38.0	175	246	771
7	1.3	13.7	0.85	16.2	11.6	104	2.6	36.1	70	201	509
8	1.7	13.6	1.18	11.5	16.0	215	1.9	36.1	70	173	700
9	1.7	13.4	1.46	13.6	19.6	108	1.9	35.6	140	230	1029
10	1.7	19.9	1.46	11.9	29.1	517	2.4	49.2	155	334	1375
11	0.9	5.1	0.40	12.8	2.0	97	1.6	14.9	80	126	531
12	0.9	12.1	1.00	12.1	12.1	61	1.8	31.7	110	224	638
13	1.3	19.9	1.64	12.1	32.6	368	16.1	47.6	53	238	688
14	1.3	23.2	1.79	12.9	41.5	162	7.2	52.4	85	263	629
15*	0.3	8.4	0.77	10.8	6.5	522	7.9	26.3	195	220	1138
16	0.9	8.7	0.69	12.6	6.0	106	2.0	24.4	115	185	750
17*	0.3	5.5	0.51	10.8	2.8	274	2.6	18.1	200	204	1075
18*	3.7	1.3	0.10	12.7	0.1	54	1.2	5.0	150	56	656
19	6.4	0.3	0.04	8.5	0.01	61	1.8	3.8	170	224	638
Moyenne ⁵		13.8	1.15	12.2	17.7	272	6.2	36.8	136	230	941
CV ^{5,6} (%)		37	35	12	62	75	80	31	40	24	33

- ¹ Les analyses furent effectuées par le Département des Sols, Collège MacDonald, Université McGill, Ste-Anne de Bellevue. Des procédures analytiques standards, couramment utilisées pour l'analyse des sols, furent employées. Toutes les données sont exprimées en fonction du poids sec de l'échantillon (55°C).
- ² La localisation de chacun des sites d'échantillonnage est indiquée sur la Figure 2.2.1. La présence d'un astérisque implique que l'échantillon indiqué a été choisi pour l'étude en laboratoire des échanges sédiments \neq eau.
- ³ N-NH₄ ou N-NO₃ échangeable, lessivé à l'aide de KCl (1N).
- ⁴ CEC = capacité d'échange cationique.
- ⁵ Le calcul des moyennes et des écarts types ne comprend que les stations dans le lac Boivin (1 à 17).
- ⁶ CV = coefficient de variation = $\left(\frac{s}{\bar{x}}\right) \times 100$.

TABLEAU 3.1.2. MATRICE DES CORRELATIONS ENTRE LES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DES SEDIMENTS SUPERFICIELS DU LAC BOIVIN.¹

	C-org.	N-org.	N-NH ₄	N-NO ₃	NaOH-P	HCl-P	NH ₄ F-P	CEC ²	Teneur en eau
C-org.	X	<i>0.95</i>	—	—	<i>0.65</i>	—	—	<i>0.98</i>	<i>0.59</i>
N-org.		X	—	<i>0.48</i>	<i>0.69</i>	—	—	<i>0.96</i>	<i>0.63</i>
N-NH ₄			X	<i>0.53</i>	—	<i>0.68</i>	—	—	<i>0.69</i>
N-NO ₃				X	—	—	—	<i>0.49</i>	<i>0.84</i>
NaOH-P					X	<i>0.55</i>	—	<i>0.70</i>	—
HCl-P						X	<i>0.69</i>	—	—
NH ₄ F-P							X	—	—
CEC ²								X	<i>0.65</i>
Teneur en eau									X

¹ Seuls les coefficients de corrélation qui sont significativement différents de zéro ($P = 0.05$) ou encore très significativement différents de zéro ($P = 0.01$; indiqués en italique) figurent dans le tableau. Toutes les 18 stations situées dans le lac furent considérées.

² CEC = capacité d'échange cationique.

TABLEAU 3.1.3: BACS EXPERIMENTAUX - COMPARAISON DES CONCENTRATIONS MOYENNES EN SUBSTANCES NUTRITIVES DANS LES EAUX SUS-JACENTES.

CONCENTRATION MOYENNE ($\mu\text{-moles } \ell^{-1}$)

Sédiment	Période	Non-filtré						Filtré			
		NH ₄	NO ₂	NO ₃	N-org.	P-inorg.	P-tot.	NO ₂	NO ₃	P-inorg.	P-tot.
— ³	1	0.1	0.2	29.3	20.9	1.6	2.0	0.1	29.4	1.6	2.0
	2	0.3	0.2	39.3	16.8	1.2	1.6	0.1	39.1	1.1	1.4
3	1	6.1	0.8	75.7	34.6	2.4	2.9	0.8	76.2	1.8	2.0
	2	4.5	0.3	94.1	30.0	2.3	3.0	0.2	93.8	1.2	2.4
6	1	0.7	0.2	29.3	26.0	2.4	2.8	0.1	29.4	2.2	2.5
	2	0.6	0.1	33.4	21.6	1.7	2.2	0.1	33.5	1.6	2.1
15	1	2.8	1.1	87.6	29.8	3.4	3.7	1.1	87.4	2.8	3.1
	2	3.3	0.2	105	25.4	2.0	2.5	0.2	104.9	1.6	1.9
17	1	5.8	1.0	93.9	28.6	2.0	2.4	1.0	94	2.1	2.1
	2	5.7	0.4	115.7	24.4	1.8	2.5	0.3	115.3	1.5	1.8
18	1	2.8	0.8	57.5	27.4	3.5	4.0	0.3	57.9	1.5	2.1
	2	1.7	0.9	73.9	27.8	3.3	4.1	0.6	73.9	1.3	1.9

¹ Pour la localisation des sites d'échantillonnage de ces sédiments, voir la Figure 2.2.1.

² Période 1 = 42 → 85e j; période 2 = 85 → 127e j.

³ Bacs témoins sans sédiments.

TABLEAU 3.1.4: BACS EXPERIMENTAUX - COMPARAISON DES EAUX DE RENOUVELLEMENT.

Période	Source	Concentrations moyennes (NF)			
		($\mu\text{g l}^{-1}$)			
		[N- NH_4]	[N- NO_3]	[P-inorg.]	[P-tot.]
42 - 85e j	Yamaska-Nord	7	355	181	218
86 - 127e j	Saint-Charles	44	503	54	101

TABLEAU 3.1.5: BACS EXPERIMENTAUX - DISTRIBUTION DES DIFFERENTES FORMES D'AZOTE.

Sédiment ¹	Période ²	[N-tot] ³ (μ -moles ℓ^{-1})	% NH ₄	% NO ₃	% N-org.
— ⁴	1	50	0.2	58	42
	2	56	0.5	70	30
3	1	116	5	65	30
	2	129	3	73	23
6	1	56	1	52	46
	2	56	1	60	39
15	1	120	2	73	25
	2	134	2	79	19
17	1	128	5	73	22
	2	146	4	79	17
18	1	88	3	66	31
	2	103	2	71	27

¹ Pour la localisation des sites d'échantillonnage de ces sédiments, voir la Figure 2.2.1.

² Période 1 = 42 → 85e j; période 2 = 85 → 127e j.

³ Concentration moyenne en azote total, échantillons non filtrés.

⁴ Bacs témoins sans sédiments.

TABLEAU 3.1.6: BACS EXPERIMENTAUX - DISTRIBUTION DES DIFFERENTES FORMES DE PHOSPHORE.

Sédiment ¹	Période ²	[P-tot] ³ (μ -moles ℓ^{-1})	(%) $\frac{[P\text{-tot}]_F}{[P\text{-tot}]_{NF}}$	(%) $\frac{[P\text{-inorg}]_{NF}}{[P\text{-tot}]_{NF}}$	(%) $\frac{[P\text{-inorg}]_F}{[P\text{-tot}]_F}$
— ⁴	1	2.0	100	80	80
	2	1.6	88	75	79
3	1	2.9	69	83	90
	2	3.0	80	77	50
6	1	2.8	89	86	88
	2	2.2	95	77	76
15	1	3.7	84	92	90
	2	2.5	76	80	84
17	1	2.4	88	83	100
	2	2.5	73	75	82
18	1	4.0	53	88	71
	2	4.1	46	80	68

¹ Pour la localisation des sites d'échantillonnage de ces sédiments, voir la Figure 2.2.1.

² Période 1 = 42 → 85e j; période 2 = 85 → 127e j.

³ Concentration moyenne en phosphore total, échantillons non filtrés.

⁴ Bacs témoins sans sédiments.

TABLEAU 3.1.7: BACS EXPERIMENTAUX TEMOINS - VITESSES D'ECHANGE APPARENTES DES SUBSTANCES NUTRITIVES.

Paramètre	Type d'échantillon ¹	Vitesse d'échange ^{2,3} ($\mu\text{g m}^{-2} \text{j}^{-1}$)	
		Période ⁴ 1	Période ⁴ 2
N - NH ₄	NF	- 15 ± 18	- 86 ± 46
N - NO ₃	NF	<i>159 ± 135</i>	<i>180 ± 99</i>
N-org.	NF	13 ± 308	- 43 ± 167
N-tot.	NF	155 ± 372	47 ± 124
P-inorg.	F	- 9 ± 72	27 ± 49
P-tot.	F	-126 ± 269	163 ± 216
P-tot.	NF	-178 ± 158	162 ± 300

¹ Type d'échantillon: NF = non filtré ; F = filtré.

² Chaque vitesse d'échange, exprimée en $\mu\text{g N m}^{-2} \text{j}^{-1}$ ou en $\mu\text{g P m}^{-2} \text{j}^{-1}$, correspond à la moyenne de 12 valeurs calculées pour des périodes individuelles d'environ 7 jours chacune; la valeur moyenne est suivie de $\pm t \cdot \sqrt{\frac{s^2}{n}}$, où $t = 2.20$ ($n-1 = 11$; $P = 0.05$). Une valeur négative signifie que l'échange se produit vers les sédiments.

³ Seules les valeurs en italique sont significativement différentes de zéro ($P = 0.05$).

⁴ Période 1 = 42 → 85e j ; Période 2 = 85 → 127e j.

TABLEAU 3.1.8: BACS EXPERIMENTAUX AVEC SEDIMENTS - VITESSES D'ECHANGE DE L'AZOTE VERS L'EAU SUS-JACENTE.

		Vitesse d'échange ^{3,4} ($\mu\text{g N m}^{-2} \text{ j}^{-1}$)					
Sédiment ¹	Période ²	N - NH ₄ (NF) ⁵		N - NO ₃ (NF) ⁵		N-org. (NF) ⁵	
		Bac 1	Bac 2	Bac 1	Bac 2	Bac 1	Bac 2
3	1	- 31 ± 531	238 ± 397	<i>1854 ± 337</i>	<i>2234 ± 858</i>	236 ± 422	469 ± 608
	2	- 62 ± 118	- 28 ± 337	<i>1950 ± 352</i>	<i>656 ± 1124</i>	<i>556 ± 221</i>	123 ± 575
6	1	33 ± 99	8 ± 38	133 ± 204	<i>453 ± 173</i>	69 ± 756	193 ± 780
	2	-105 ± 70	- 90 ± 61	<i>-421 ± 446</i>	<i>-163 ± 253</i>	14 ± 280	49 ± 594
15	1	60 ± 123	56 ± 100	<i>2119 ± 538</i>	<i>2143 ± 547</i>	328 ± 541	183 ± 802
	2	79 ± 125	- 37 ± 139	<i>2109 ± 195</i>	<i>1822 ± 376</i>	174 ± 312	343 ± 721
17	1	720 ± 1549	99 ± 187	<i>2675 ± 757</i>	<i>2448 ± 517</i>	257 ± 1666	187 ± 471
	2	<i>1484 ± 1490</i>	84 ± 209	<i>3226 ± 1205</i>	<i>2254 ± 294</i>	147 ± 776	<i>370 ± 205</i>
18	1	165 ± 1019	- 91 ± 113	<i>1327 ± 590</i>	<i>1048 ± 539</i>	-40 ± 604	185 ± 225
	2	37 ± 150	- 48 ± 99	<i>961 ± 336</i>	<i>1351 ± 840</i>	<i>581 ± 504</i>	<i>457 ± 346</i>

¹ Pour la localisation des sites d'échantillonnage de ces sédiments, voir la Figure 2.2.1.

² Période 1 = 42 → 85e j ; période 2 = 85 → 127e j.

³ Chaque vitesse d'échange, exprimée en $\mu\text{g N m}^{-2} \text{ j}^{-1}$, correspond à la moyenne de 6 valeurs calculées pour des périodes individuelles d'environ 7 jours chacune; la valeur moyenne est suivie de $\pm t \cdot \sqrt{\frac{s^2}{n}}$, où $t = 2.57$ ($n - 1 = 5$; $P = 0.05$). Une valeur négative signifie que l'échange se produit vers les sédiments.

⁴ Seules les valeurs en italique sont significativement différentes de celles calculées pour les bacs témoins (cf. Tableau 3.1.7).

⁵ Type d'échantillon: NF = non filtré ; F = filtré.

TABLEAU 3.1.9: BACS EXPERIMENTAUX AVEC SEDIMENTS - VITESSES D'ECHANGE DU PHOSPHORE VERS L'EAU SUS-JACENTE.

		Vitesse d'échange ^{3,4} ($\mu\text{g P m}^{-2} \text{ j}^{-1}$)					
Sédiment ¹	Période ²	P-inorg. (F) ⁵		P-total (F) ⁵		P-total (NF) ⁵	
		Bac 1	Bac 2	Bac 1	Bac 2	Bac 1	Bac 2
3	1	-100 ± 135	19 ± 149	-223 ± 482	- 61 ± 360	- 80 ± 695	-46 ± 367
	2	<i>252 ± 174</i>	<i>272 ± 114</i>	<i>426 ± 866</i>	<i>325 ± 606</i>	<i>405 ± 680</i>	<i>464 ± 988</i>
6	1	91 ± 205	48 ± 133	- 40 ± 213	25 ± 307	-116 ± 334	25 ± 380
	2	<i>169 ± 118</i>	<i>157 ± 313</i>	<i>270 ± 672</i>	<i>219 ± 460</i>	<i>277 ± 753</i>	<i>209 ± 450</i>
15	1	81 ± 524	256 ± 523	- 56 ± 859	66 ± 558	39 ± 659	121 ± 553
	2	86 ± 126	165 ± 181	141 ± 303	294 ± 392	196 ± 647	284 ± 513
17	1	10 ± 2459	-68 ± 199	- 84 ± 697	-238 ± 459	-278 ± 262	-45 ± 345
	2	4 ± 128	196 ± 271	39 ± 328	321 ± 423	319 ± 562	248 ± 358
18	1	- 82 ± 116	-48 ± 209	- 81 ± 701	-171 ± 542	<i>254 ± 399</i>	<i>362 ± 524</i>
	2	154 ± 159	96 ± 144	305 ± 398	313 ± 566	664 ± 515	584 ± 363

¹ Pour la localisation des sites d'échantillonnage de ces sédiments, voir la Figure 2.2.1.

² Période 1 = 42 → 85e j ; période 2 = 85 → 127e j.

³ Chaque vitesse d'échange, exprimée en $\mu\text{g P m}^{-2} \text{ j}^{-1}$, correspond à la moyenne de 6 valeurs calculées pour des périodes individuelles d'environ 7 jours chacune; la valeur moyenne est suivie de $\pm t \cdot \frac{\sqrt{s^2}}{n}$, où $t = 2.57$ ($n - 1 = 5$; $P = 0.05$). Une valeur négative signifie que l'échange se produit vers les sédiments.

⁴ Seules les valeurs en italique sont significativement différentes de celles calculées pour les bacs témoins (cf. Tableau 3.1.7).

⁵ Type d'échantillon: NF = non filtré ; F = filtré.

TABLEAU 3.1.10: VITESSES D'ECHANGE SEDIMENTS \rightleftharpoons EAU; RESUME DE VALEURS TROUVEES DANS LA LITTERATURE POUR L'AZOTE INORGANIQUE.

Milieu	Vitesse d'échange ($\text{mg N m}^{-2} \text{ j}^{-1}$) ¹		Référence
	NH ₄	NO ₃	
Sédiments lacustres, microcosmes reconstitués	0 à 0.2	- 0.5 à 3.1	Cette étude
Carottes prélevées au fond de divers lacs et maintenues intactes	-1.2 à 0.6	-10.8 à 2.6	Kamp-Nielsen (1974)
	3.4 à 13.7 ²	- 2.3 à -17.7 ²	
Sédiments lacustres, microcosmes reconstitués	120 à 360	— ³	Fillos et Swanson (1975)
Sédiments fluviaux, microcosmes reconstitués	— ³	-40 à -720	Owens <i>et al.</i> (1972)
Sédiments lacustres <i>in situ</i> (hypolimnion)	— ³	5 à 56	Vollenweider (1968)
Sédiments marins <i>in situ</i> (bassin renfermé)	0.6	— ³	Rittenburg <i>et al.</i> (1955)

¹ Sauf indication contraire, les vitesses d'échange furent déterminées dans des conditions aérobies en laboratoire. Une valeur positive signifie un échange vers l'eau; une valeur négative dénote un échange vers les sédiments.

² Conditions anaérobies.

³ Données non disponibles.

TABLEAU 3.1.11: VITESSES D'ECHANGE SEDIMENTS \rightleftharpoons EAU; RESUME DE VALEURS TROUVEES DANS LA LITTERATURE POUR LE PHOSPHORE INORGANIQUE.

Milieu	Vitesse d'échange (mg P m ⁻² j ⁻¹) ¹		Référence
	aérobie	anaérobie	
Sédiments lacustres, microcosmes reconstitués	- 0.05 à 0.2	— ²	Cette étude
Carottes prélevées au fond de divers lacs et maintenues intactes	-2 à 0.6	1.2 à 17.3	Kamp-Nielsen (1974)
Sédiments du fond, microcosmes reconstitués	1.2 ³ 9.6 ⁴	22 à 28 ³ 22 à 96 ⁴	Fillos et Swanson (1975)
Sédiments lacustres <i>in situ</i> (hypolimnion)	—	9 à 10	Vollenweider (1968)
Sédiments d'un estuaire <i>in situ</i> (bassin renfermé)	~ 0.03 ⁵	— ²	Pomeroy <i>et al.</i> (1965)

¹ Sauf indication contraire, les vitesses d'échange furent déterminées en laboratoire. Une valeur positive signifie un échange vers l'eau; une valeur négative dénote un échange vers les sédiments.

² Données non disponibles.

³ Sédiments fluviaux.

⁴ Sédiments lacustres.

⁵ Valeur estimée, non mesurée.

TABLEAU 3.1.12: BACS EXPERIMENTAUX - MESURES DE POTENTIEL DE FERTILITE ET INDICES D'ENRICHISSEMENT.

Dates		02-12-74 (24 j)			04-03-75 (106 j)			27-03-75 (129 j)		
Sédiments ¹	Bac	PF ³	CV ⁴	IE ⁵	PF ³	CV ⁴	IE ⁵	PF ³	CV ⁴	IE ⁵
— ²	1	17	6	4	24	6	4	10	27	4
	2	17	2	4	24	6	4	6	13	4
3	1	49	12	4	49	7	4	27	2	4
	2	45	8	4	45	3	4	24	13	4
6	1	14	12	4	14	4	4	11	15	4
	2	14	8	4	19	2	4	14	4	4
15	1	57	5	4	22	2	4	24	9	4
	2	50	4	4	39	7	4	22	3	4
17	1	63	3	4	— ⁶	—	—	—	—	—
	2	62	9	4	26	7	4	30	7	4
18	1	35	9	4	34	7	4	36	19	4
	2	33	3	4	22	6	4	45	13	4

¹ Pour la localisation des sites d'échantillonnage de ces sédiments, voir la Figure 2.2.1.

² Bacs témoins sans sédiments.

³ PF: Potentiel de fertilité de l'échantillon d'eau (mg d'algues/litre).

⁴ CV: coefficient de variation de la mesure du potentiel de fertilité (%).

⁵ IE: indice d'enrichissement: 1 = Faible: 0.0 à 0.1 mg d'algues/l;
 2 = Moyen: 0.1 à 0.8 mg d'algues/l;
 3 = Moyen+: 0.8 à 6 mg d'algues/l;
 4 = Fort: > 6 mg d'algues/l.

⁶ Données non disponibles.

TABLEAU 3.1.13: BACS EXPERIMENTAUX - POTENTIEL DE FERTILITE MESURE ET POTENTIEL DE FERTILITE ANTICIPE.

Dates		02-12-74 (24 j)			04-03-75 (106 j)			27-03-75 (129 j)		
Sédiments ¹	Bac	FNT _i ³	PF ⁴	FPT _i ⁵	FNT _i ³	PF ⁴	FPT _i ⁵	FNT _i ³	PF ⁴	FPT _i ⁵
2	1	13	17	18	23	24	12	21	10	8
	2	14	17	21	23	24	12	22	6	14
3	1	55	49	38	59	49	32	52	27	27
	2	49	45	38	56	45	28	27	24	27
6	1	10	14	26	16	14	22	9	11	18
	2	10	14	29	20	19	22	15	14	19
15	1	72	57	85	62	22	19	59	24	21
	2	50	50	78	62	39	29	54	22	23
17	1	75	63	63	— ⁶	—	—	—	—	—
	2	68	62	71	66	36	25	63	30	27
18	1	30	35	38	42	34	40	39	36	42
	2	34	33	42	37	22	39	48	45	42

¹ Pour la localisation des sites d'échantillonnage de ces sédiments, voir la Figure 2.2.1.

² Bacs témoins sans sédiments.

³ FNT_i: potentiel de fertilité anticipé à partir des concentrations de N total inorganique ($N \text{ (mg/ℓ)} \times 38 = \text{mg d'algues/litre}$).

⁴ PF: potentiel de fertilité mesuré (mg d'algues/litre).

⁵ FPT_i: potentiel de fertilité anticipé à partir des concentrations de P total inorganique ($P \text{ (mg/ℓ)} \times 430 = \text{mg d'algues/litre}$).

⁶ Données non disponibles.

TABLEAU 3.1.14: BACS EXPERIMENTAUX - CONTRIBUTION DES SEDIMENTS IMMERGES A LA FERTILITE DES EAUX SUS-JACENTES.

Dates		02-12-74 (24 j)	04-03-75 (106 j)	27-03-75 (129 j)
Sédiments ¹	Bac	Δ PF ²	Δ PF ²	Δ PF ²
6	1	-3	-10	3
	2	-3	- 5	6
3	1	32	25	19
	2	28	21	16
15	1	40	- 2	16
	2	33	15	14
17	1	46	— ³	—
	2	45	12	22
18	1	18	10	28
	2	16	- 2	37

¹ Pour la localisation des sites d'échantillonnage de ces sédiments, voir la Figure 2.2.1.

² Δ PF (mg d'algues/l) = potentiel de fertilité des bacs expérimentaux - potentiel de fertilité des bacs témoins.

³ Données non disponibles.

TABLEAU 3.1.15: BACS EXPERIMENTAUX - EVOLUTION DU FACTEUR CHIMIQUE LIMITANT LE POTENTIEL DE FERTILITE DES EAUX SUS-JACENTES.

Dates		02-12-74 (24 j)			04-03-75 (106 j)			27-03-75 (129 j)		
Sédiments ¹	Bac	[N] ³	[P] ⁴	{N/P} ⁵	[N] ³	[P] ⁴	{N/P} ⁵	[N] ³	[P] ⁴	{N/P} ⁵
— ²	1	25	1.3	19	43	0.9	48	39	0.6	65
	2	26	1.5	17	44	0.9	49	42	1.0	42
6	1	19	2.0	9.5	30	1.7	18	16	1.3	12
	2	18	2.2	8	38	1.7	22	29	1.5	19
3	1	103	2.8	37	111	2.4	46	98	2	49
	2	91	2.8	32	105	2.1	50	51	2	25
15	1	137	6.4	21	116	1.4	83	111	1.6	69
	2	95	5.9	16	115	2.2	52	101	1.8	56
17	1	141	4.7	30	— ⁶	—	—	—	—	—
	2	128	5.3	24	125	1.9	65	116	2	58
18	1	56	2.8	20	79	3	26	73	3	24
	2	65	3.1	21	71	2.9	24	91	3	30

¹ Pour la localisation des sites d'échantillonnage de ces sédiments, voir la Figure 2.2.1.

² Bacs témoins sans sédiments.

³ [N] = concentration en azote total inorganique (μM).

⁴ [P] = concentration en phosphore total inorganique (μM).

⁵ {N/P} = rapport atomique; une valeur < 26 suggère que l'azote limitera le potentiel de fertilité de l'eau, tandis qu'une valeur > 26 suggère que le phosphore le limitera.

⁶ Données non disponibles.

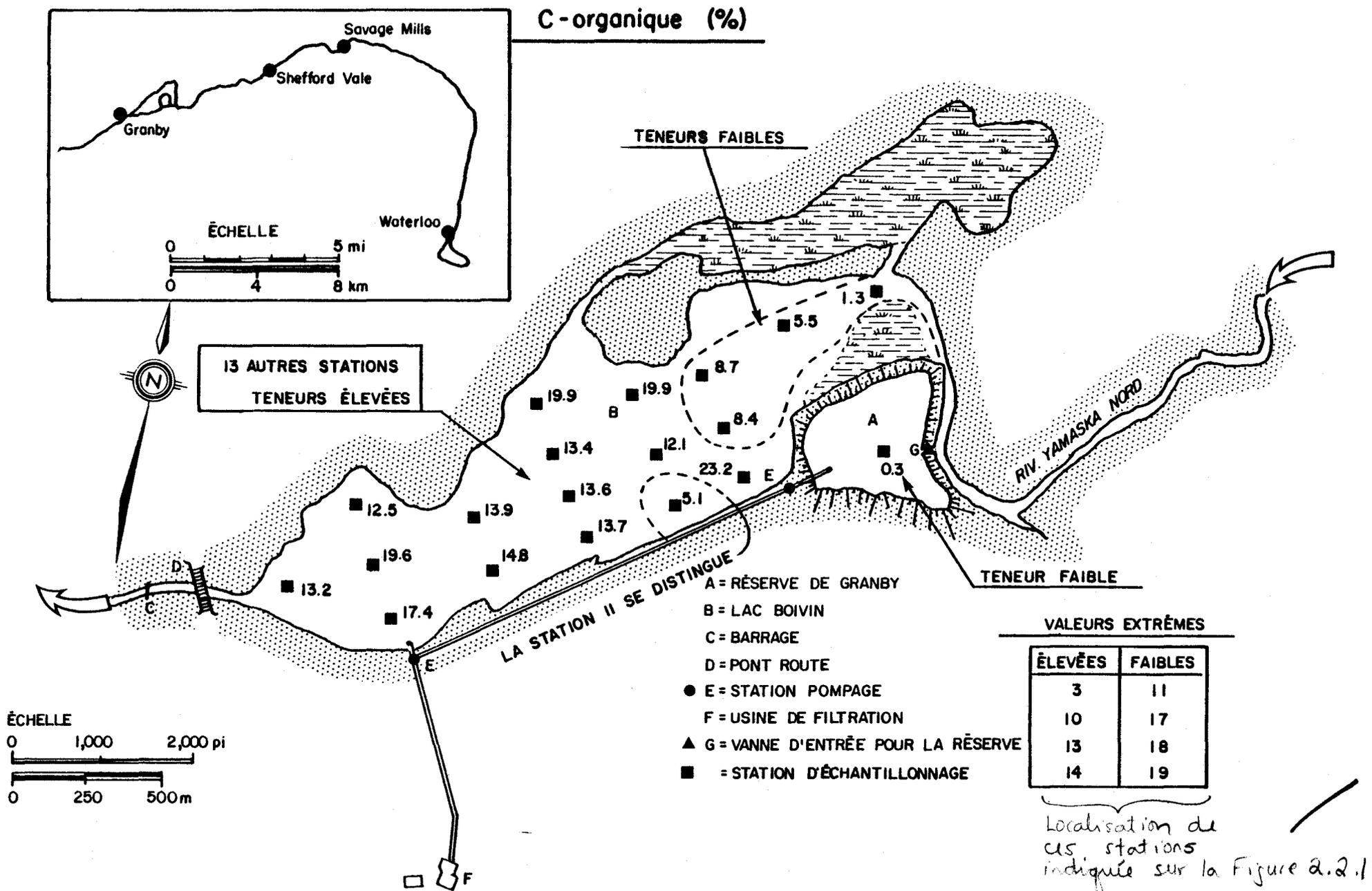


Figure 3.1.1. Distribution spatiale des teneurs en carbone organique (%) dans les sédiments superficiels du lac Boivin et de la Réserve de Granby.

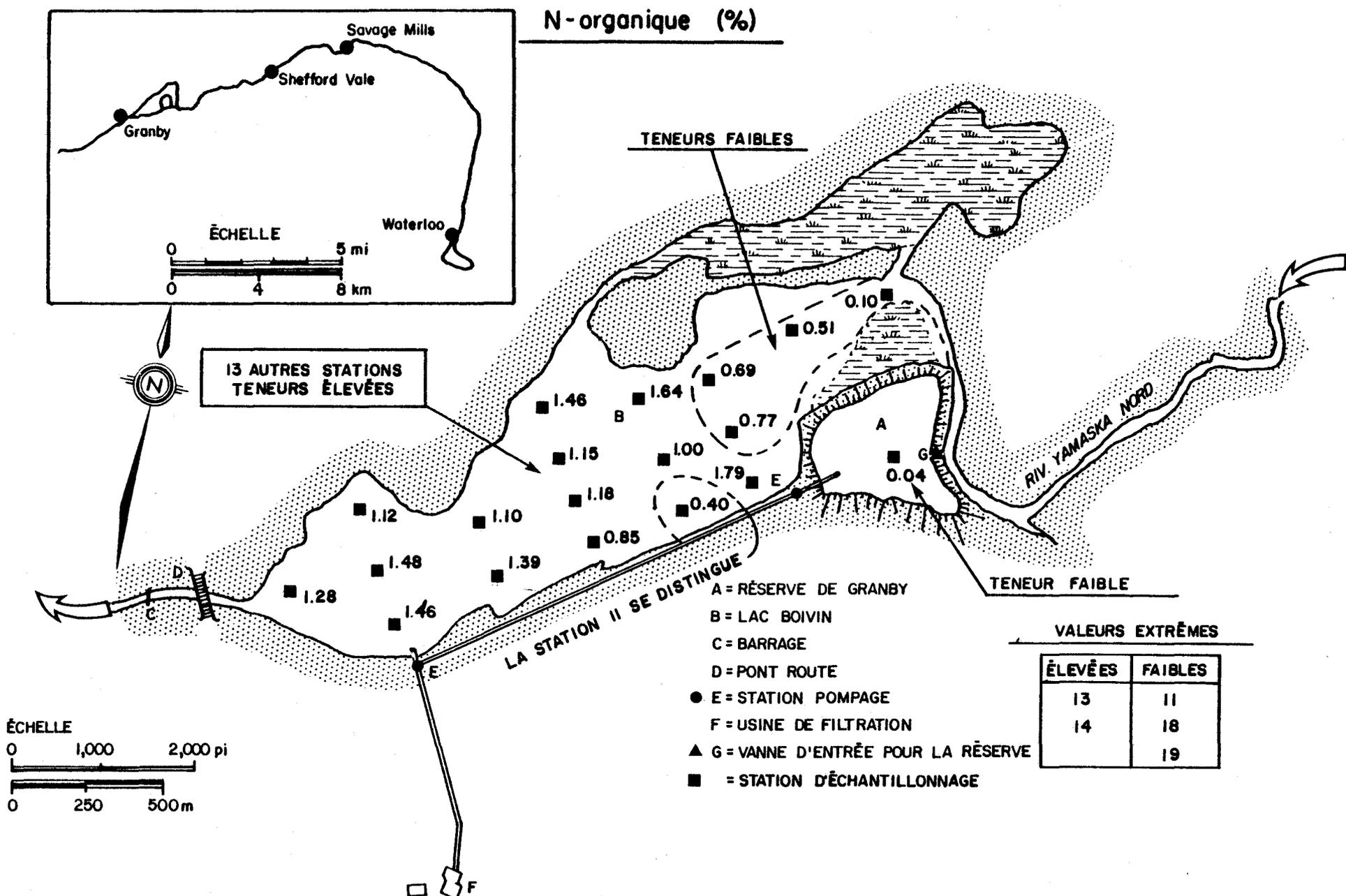


Figure 3.1.2. Distribution spatiale des teneurs en azote organique (%) dans les sédiments superficiels du lac Boivin et de la Réserve de Granby.

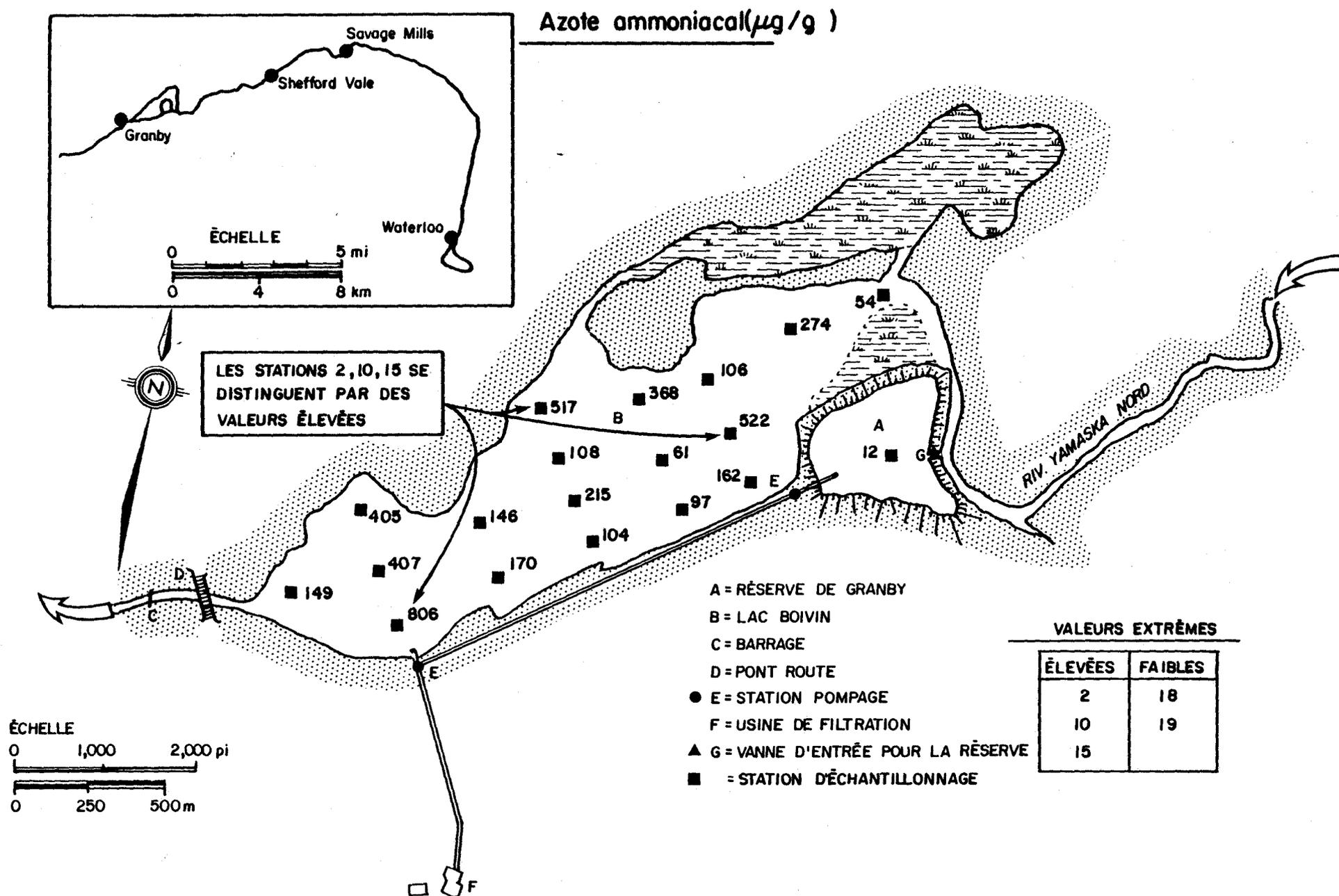


Figure 3.1.3. Distribution spatiale des teneurs en azote ammoniacal ($\mu\text{g/g}$) dans les sédiments superficiels du lac Boivin et de la Réserve de Granby.

Nitrates ($\mu\text{g/g}$)

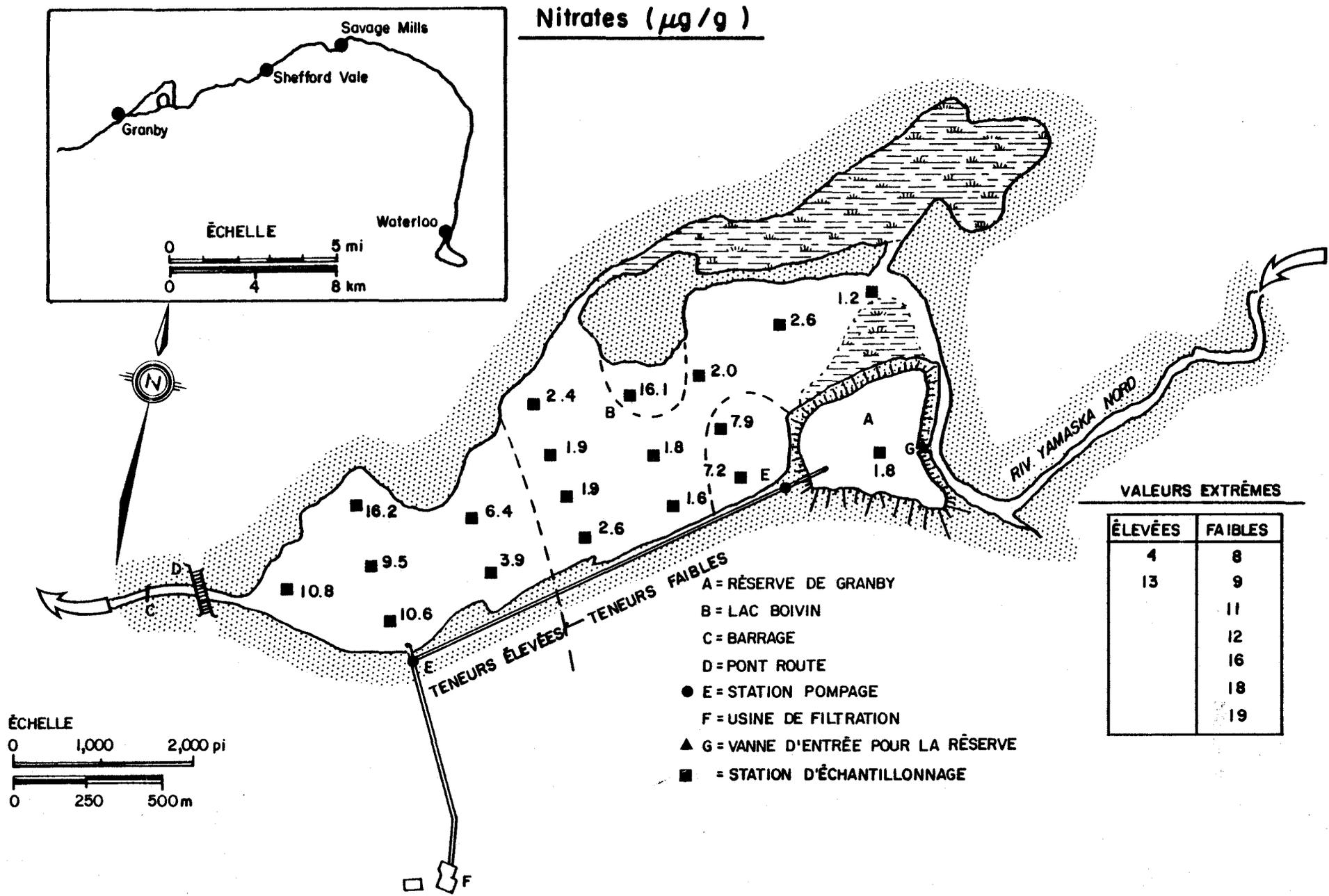


Figure 3.1.4. Distribution spatiale des teneurs en nitrates ($\mu\text{g/g}$) dans les sédiments superficiels du lac Boivin et de la Réserve de Granby.

Phosphates (extraits avec NaOH)

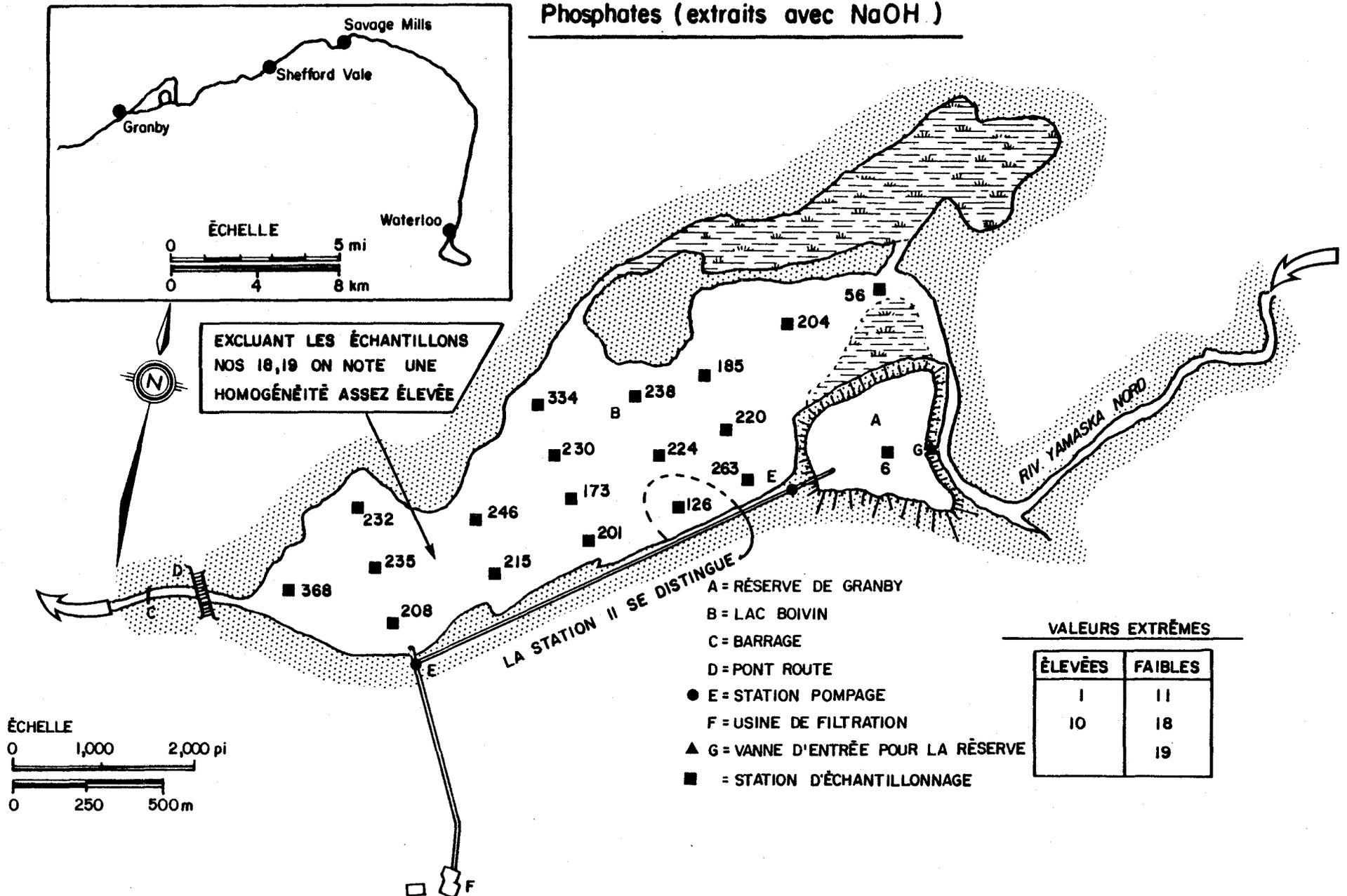


Figure 3.1.5. Distribution spatiale des teneurs en phosphates ($\mu\text{g/g}$) (extraits avec NaOH) dans les sédiments superficiels du lac Boivin et de la Réserve de Granby.

Phosphates (extraits avec $\text{NH}_4\text{F} / \text{HCl}$)

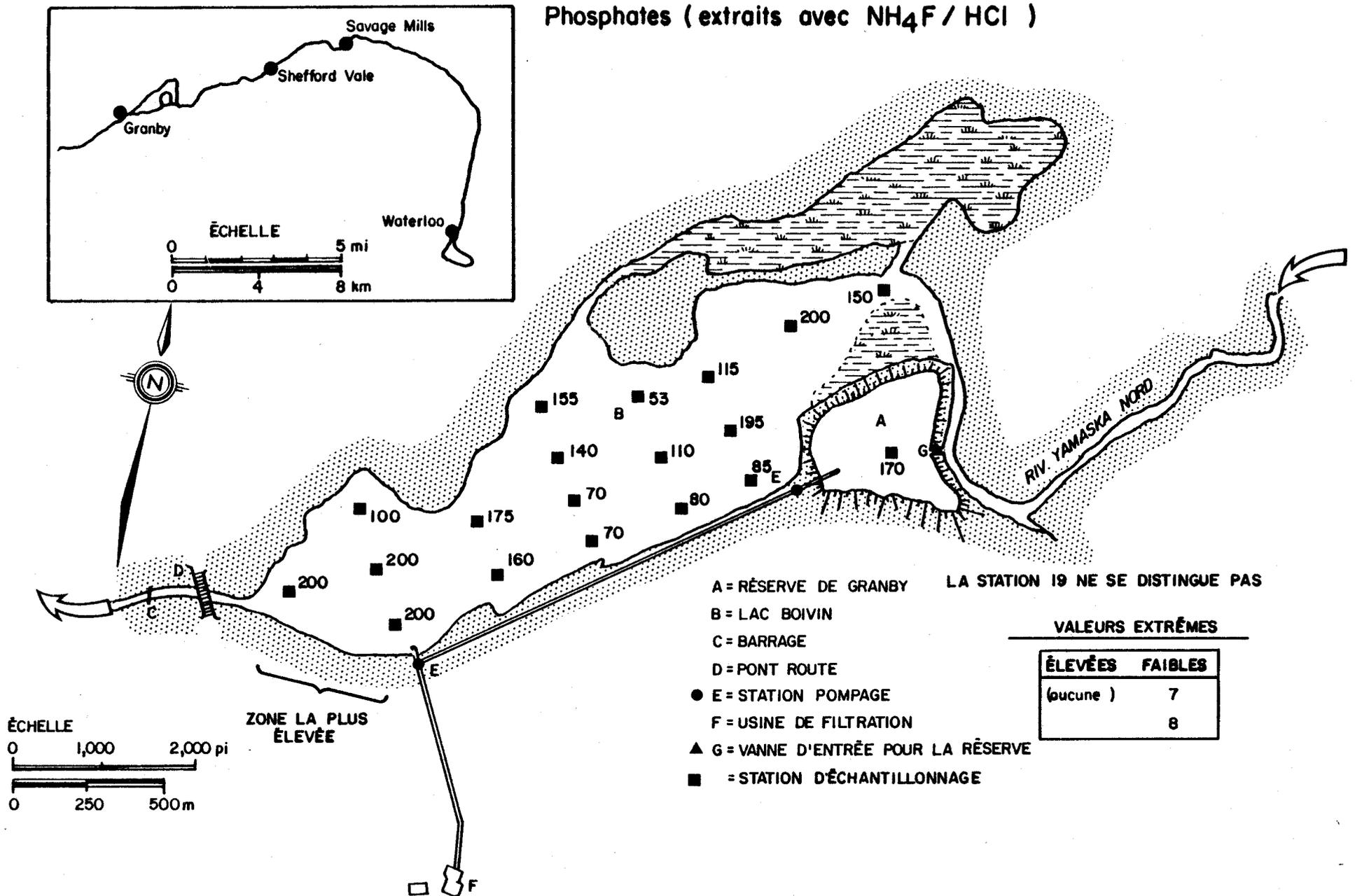


Figure 3.1.6. Distribution spatiale des teneurs en phosphates ($\mu\text{g/g}$) (extraits avec $\text{NH}_4\text{F} / \text{HCl}$) dans les sédiments superficiels du lac Boivin et de la Réserve de Granby.

3.2 Bilan hydrique

3.2.1 Caractérisation des débits d'entrée

Sur les Figures 2.1.1 A et 2.1.1 B, on peut noter la grande différence de comportement entre les débits des années 1975 et 1976; l'année 1975 a comporté un été exceptionnellement sec avec des récessions prolongées, alors que l'été et l'automne 1976 ont été entrecoupés de nombreuses précipitations induisant des fluctuations rapides des débits. Les débits mensuels à Shefford Vale sont présentés dans le Tableau 3.2.1; les fréquences du dépassement, qui ont été obtenues par comparaison avec les lois mensuelles de distribution de ces débits (voir le Tableau 1.1.2), s'y trouvent également. Pour l'ensemble de la saison d'été, l'année 1975 peut être considérée comme exceptionnellement sèche, alors que l'année 1976 a été légèrement plus humide que la normale.

3.2.2 Traitement des données (lac Boivin / Réserve de Granby) et mode de calcul du bilan hydrique journalier

Dans le dépouillement des enregistrements des niveaux d'eau du lac Boivin et de la Réserve, les débits mesurés en amont à Shefford Vale ont été utilisés pour interpréter les périodes d'effet de glace en hiver, et pour lever les ambiguïtés concernant les retournements du stylet sur le graphique.

Connaissant, du 16 mai 1975 au 25 octobre 1976, les valeurs journalières des niveaux, H, du lac Boivin et de la Réserve (section 2.1), on a calculé:

- a) le débit déversé au barrage rectangulaire:

$$Q_{DEV} = 159 \times 10^3 \times 28.7 \times (H-115.1)^{3/2} \text{ m}^3/\text{j} \quad (3.1)$$

b) les volumes accumulés dans le lac et dans la Réserve, V_L et V_R , grâce aux relations Hauteur-Volume présentées dans le Tableau 1.3.1;

c) les variations de volume d'un jour sur l'autre:

$$(\Delta V_L)_t \equiv (V_L)_{t+1} - (V_L)_t \quad (3.2)$$

$$(\Delta V_R)_t = (V_R)_{t+1} - (V_R)_t \quad (3.3)$$

d) les volumes prélevés de la Réserve, Q_{CR} , et du lac, Q_{CL} , fournis par les relevés de la station de pompage de la ville de Granby;

e) les débits à l'entrée du système, transposés à partir des débits enregistrés à Shefford Vale (Q_{SV}):

$$Q_{ENTREE} = Q_{SV} \times \frac{196}{153.6} = 1.28 \times Q_{SV} \quad (3.4)$$

f) les temps de résidence de l'eau dans la Réserve et dans le lac:

$$T_R = V_R / (Q_{CR} + \Delta V_R) \quad (3.5)$$

$$T_L = V_L / \{ Q_{ENTREE} - (Q_{CR} + \Delta V_R) \} \quad (3.6)$$

A partir de ces données de base (Annexe 2 et Figure 3.2.1), le bilan complet du système a été établi et utilisé pour évaluer les débits massiques aux points d'échantillonnage:

g) débit entrant dans la réserve:

$$Q_{ER} = Q_{CR} + \Delta V_R \quad (3.7)$$

h) débit entrant dans le lac:

$$Q_{EL} = Q_{CL} + \Delta V_L + Q_{DEV} + \text{pertes} - \text{apports locaux} \quad (3.8)$$

La précision de l'ensemble de ce bilan peut être évaluée en calculant de 2 façons le débit entrant (Q_E):

a) par bilan hydrique local:

$$Q_{E1} = Q_{ER} + Q_{EL} = Q_{CR} + Q_{CL} + \Delta V_R + \Delta V_L + Q_{DEV} + \text{pertes} - \text{apports locaux} \quad (3.9)$$

b) par transposition des débits:

$$Q_{E2} = Q_{ENTREE} = Q_{SV} \times 1.28 \quad (3.10)$$

Les apports locaux sont constitués par les apports riverains, provenant du bassin immédiat du lac et de la Réserve ($\sim 25 \text{ km}^2$), et les précipitations directes. Les pertes locales comprennent les fuites au déversoir, l'infiltration sous le barrage, et l'évaporation. Il importe de se rappeler que les composantes du débit entrant Q_{E1} sont inévitablement entâchées d'erreurs de mesure. Ces erreurs sont liées à la sensibilité de l'enregistreur du limnigraphe et aux fluctuations de niveau dues au vent. A ce sujet, on peut noter qu'une variation de 1 cm sur un plan d'eau de 2.5 km^2 correspond à une différence de $25\,000 \text{ m}^3$.

3.2.3 Résultats du calcul du bilan hydrique du lac Boivin et de la Réserve de Granby

En se basant sur les épisodes hydrologiques (voir les Figures 2.1.1 A et 2.1.1 B) et sur le mode de prélèvement de l'eau par la station de pompage de la ville de Granby, nous avons divisé la période échantillonnée en 22 périodes "homogènes":

numéro de période	dates inclusives	
1	21/1 - 12/2	
2	13/2 - 9/4	
3	10/4 - 15/5	
4	16/5 - 20/6	
5	21/6 - 26/6	
6	27/6 - 6/7	
7	7/7 - 20/7	1975
8	21/7 - 30/7	
9	31/7 - 26/8	
10	27/8 - 18/9	
11	19/9 - 11/10	
12	12/10 - 6/11	
13	7/11 - 23/12	
14	24/12 - 24/1	
15	25/1 - 17/2	
16	18/2 - 18/3	
17	19/3 - 22/4	1976
18	23/4 - 31/5	
19	1/6 - 7/7	
20	8/7 - 21/7	
21	22/7 - 17/9	
22	18/9 - 25/10	

Ces périodes sont utilisées pour effectuer les bilans des éléments nutritifs aux différents sites d'échantillonnage.

Le Tableau 3.2.2 présente les valeurs moyennes journalières des différents éléments du bilan hydrique pour chaque période ainsi que les temps de séjour moyens. On note que la précision de ce bilan peut s'estimer grâce à la colonne marquée "écarts de volume", et qu'elle se situe à environ 10% des débits d'entrée du système, obtenus par transposition à partir de la station de Shefford Vale. Une telle précision est tout à fait compatible avec les éléments non contrôlés du bilan (évaporation, apports locaux, pertes par la nappe, etc...).

Sur la Figure 3.2.2 se trouvent représentées les pertes en pourcentage des débits entrant dans le système. On note que ces pertes sont particulièrement élevées au début de l'été 1975, à l'époque où le débit entrant était très faible et avant que les fuites du barrage-déversoir ne soient colmatées par des sacs de sable. Afin d'évaluer la part de l'évaporation dans ces pertes, nous avons calculé le potentiel d'évaporation des deux plans d'eau, en se servant des valeurs mensuelles d'évaporation mesurées à Saint-Hyacinthe en 1975 et 1976 (Tableau 1.1.3). Les valeurs interpolées de ces évaporations ont été appliquées pour chaque période aux superficies correspondant au niveau d'eau moyen de la période considérée (Tableau 1.3.1). Les valeurs moyennes journalières de l'évaporation potentielle des deux plans d'eau apparaissent au Tableau 3.2.3. Si l'on compare ces valeurs à la colonne "écarts de volume" du Tableau 3.2.2, on s'aperçoit que l'évaporation seule ne peut expliquer que, environ, 20% des écarts de volume durant l'été.

SITE 1: BILAN HYDRIQUE - RESUME

Généralités

- . Rivière

Les deux années étudiées se distinguent nettement l'une de l'autre: l'année 1975 a comporté un été exceptionnellement sec (Tableau 3.2.1) avec des récessions prolongées, alors que l'été et l'automne 1976 furent entrecoupés de nombreuses précipitations induisant des fluctuations rapides des débits.

- . Réserve

La Réserve a connu deux longues périodes de stagnation (du 13 février au 15 mai 1975, soit 91 jours; du 7 novembre 1975 au 7 juillet 1976, soit 245 jours). D'autre part, lorsque l'approvisionnement de l'usine de filtration de la ville de Granby se faisait à partir de la Réserve, ce plan d'eau connaissait un temps de rétention presque constant (environ 30 jours), peu influencé par le débit de la rivière.

- . Lac Boivin

Le lac a également connu une période de stagnation (du 21 juin au 18 septembre 1975 inclusivement, soit 89 jours) durant laquelle le sens de l'écoulement s'est renversé pour passer du lac à la Réserve. Pendant le reste de la période d'étude, cependant, le lac a connu un temps de séjour très variable (2 - 39 jours) suivant la variation du débit d'entrée.

Bilan hydrique

- . A partir des épisodes hydrologiques et des lieux de prélèvement de l'eau par la station de pompage de la ville de Granby, la durée de l'étude a été divisée en 22 périodes homogènes. Pour chacune de ces périodes les divers éléments du bilan hydrique ont été calculés (Tableau 3.2.2).
- . La précision du bilan hydrique se situe à environ 10% du débit d'entrée du système global. L'évaporation à partir des deux plans d'eau ne permet d'expliquer que ~ 20% de cet écart, ce qui implique l'existence de pertes sous le barrage à certaines époques.

TABLEAU 3.2.1: CARACTERISATION DES ANNEES HYDROLOGIQUES 1975 ET 1976 D'APRES LES PROBABILITES AU DEPASSEMENT DES DEBITS MENSUELS A SHEFFORD VALE (STATION 030309).

ANNEE		MOIS											
		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
1975	débit (m ³ /j)	1.2	1.0	4.1	7.0	1.6	1.1	0.28	0.20	1.0	2.0	2.7	2.4
	% dépassement	44	82	35	92	89	29	75	93	81	20	45	62
1976	débit (m ³ /j)	1.9	4.1	11.0	6.8	4.4	1.5	2.7	1.8	2.5	--	--	--
	% dépassement	46	8	0.3	93	27	18	3	25	23	--	--	--

TABLEAU 3.2.2: ELEMENTS DU BILAN HYDRIQUE ET TEMPS DE SEJOUR DES EAUX DU LAC BOIVIN ET DE LA RESERVE DE GRANBY PAR PERIODE HYDROLOGIQUE.

DATE (1975-76)	PERIODE	NOMBRE DE JOURS	NIVEAU MOYEN	DEBIT D'ENTREE	VOLUME DU LAC	VOLUME DE LA RESERVE	VOLUME TOTAL	DEBIT CONSOMME DE LA RESERVE	DEBIT CONSOMME DU LAC	DEBIT DEVERSE - SORTIE DU LAC	FLUCTUATIONS DE VOLUME DU LAC	FLUCTUATIONS DE VOLUME DE LA RESERVE	TEMPS DE SEJOUR DANS LA RESERVE	TEMPS DE SEJOUR DANS LE LAC	ECARTS DE VOLUME
21/1 - 12/2	1	23	*	92.8	*	*	*	32.1	0.0	72.3	*	*	*	*	0.
13/2 - 9/4	2	56	*	331.9	*	*	*	0.0	31.7	341.7	*	*	*	*	0.
10/4 - 15/5	3	36	*	664.7	*	*	*	0.0	34.4	713.4	*	*	*	*	0.
16/5 - 20/6	4	36	115.18	161.2	2653.6	1137.1	3790.7	40.0	0.0	137.4	-5.52	-0.57	29.	22.	11.
21/6 - 26/6	5	6	115.03	32.9	2379.9	1108.8	3488.7	41.6	0.0	0.0	-44.91	-4.67	30.	**	45.
27/6 - 6/7	6	10	114.79	19.1	1945.5	1062.8	3008.3	0.0	44.5	0.0	-55.21	-5.94	**	78.	38.
7/7 - 20/7	7	14	114.47	9.8	1414.5	1004.6	2419.1	37.0	0.0	0.0	-49.03	-5.70	32.	-66.	29.
21/7 - 30/7	8	10	114.48	67.3	1431.0	1006.3	2437.2	32.2	0.0	0.0	64.39	7.52	25.	52.	-28.
31/7 - 26/8	9	27	114.18	16.2	970.0	950.6	1920.6	37.9	0.0	0.0	-33.13	-4.00	28.	-55.	18.
27/8 - 20/9	10	25	114.65	107.5	1746.2	1038.7	2784.9	28.6	0.0	0.5	76.00	8.59	28.	25.	8.
21/9 - 11/10	11	21	115.18	98.6	2640.0	1135.8	3775.8	31.2	0.0	112.9	0.43	0.05	36.	39.	-33.
12/10 - 6/11	12	26	115.22	254.1	2712.6	1143.2	3855.8	31.4	0.0	201.6	1.93	0.20	36.	12.	51.
7/11 - 23/12	13	45	115.25	331.0	2782.6	1150.2	3932.7	0.0	31.8	297.8	3.00	0.30	**	8.	40.
24/12 - 24/1	14	32	115.15	114.1	2599.6	1131.6	3731.2	0.0	31.6	80.1	-7.87	-0.81	**	23.	26.
25/1 - 17/2	15	24	115.26	405.7	2803.9	1152.2	3956.0	0.0	32.0	340.9	16.07	1.62	**	7.	67.
18/2 - 18/3	16	30	115.34	577.0	2947.2	1166.3	4113.6	0.0	31.5	569.0	-3.96	-0.39	**	5.	55.
19/3 - 22/4	17	35	115.49	1367.9	3231.8	1193.9	4425.8	0.0	31.5	1193.1	-0.14	-0.01	**	2.	318.
23/4 - 31/5	18	39	115.31	455.5	2899.0	1161.6	4060.6	0.0	32.5	486.6	-1.88	-0.19	**	6.	-3.
1/6 - 7/7	19	37	115.19	179.4	2661.3	1137.8	3799.2	0.0	36.9	149.8	8.02	0.79	**	15.	7.
8/7 - 21/7	20	14	115.13	171.8	2557.1	1127.2	3684.3	34.9	0.0	38.7	16.88	1.71	31.	19.	101.
22/7 - 17/9	21	58	115.17	208.2	2625.7	1134.2	3759.8	34.5	0.0	127.6	-2.70	-0.28	33.	15.	76.
18/9 - 25/10	22	38	115.19	358.1	2662.5	1137.6	3800.2	34.7	0.0	239.3	5.96	0.62	32.	8.	123.
UNITES			M	1000 M3/J	1000 M3			1000 M3/J					JOURS		1000 M3/J

* NON CALCULE

** EAU STAGNANTE

TABLEAU 3.2.3: EVAPORATION POTENTIELLE DU LAC BOIVIN (E_L) ET DE LA RESERVE DE GRANBY (E_R).

Période		Niveau H	Vitesse d'évaporation	E_R	E_L
Numéro	date	m	cm / j	1000 m ³ /j	1000 m ³ /j
1	21/01 - 12/02	—	0	0	0
2	13/02 - 09/04	—	0	0	0
3	10/04 - 15/05	—	0	0	0
4	16/05 - 20/06	115.18	0.44	0.8	7.9
5	21/06 - 26/06	115.03	0.44	0.8	7.7
6	27/06 - 06/07	114.79	0.47	0.9	7.9
7	07/07 - 20/07	114.47	0.50	0.9	8.1
8	21/07 - 30/07	114.48	0.47	0.9	7.6
9	31/07 - 26/08	114.18	0.42	0.8	5.6
10	27/08 - 20/09	114.65	0.37	0.7	6.1
11	21/09 - 11/10	115.18	0	0	0
12	12/10 - 06/11	115.22	0	0	0
13	07/11 - 23/12	115.25	0	0	0
14	24/12 - 24/01	115.15	0	0	0
15	25/01 - 17/02	115.26	0	0	0
16	18/02 - 18/03	115.34	0	0	0
17	19/03 - 22/04	115.49	0	0	0
18	23/04 - 31/05	115.31	0.28	0.5	5.2
19	01/06 - 07/07	115.19	0.40	0.7	7.3
20	08/07 - 21/07	115.13	0.42	0.8	7.4
21	22/07 - 17/09	115.17	0.25	0.5	4.4
22	18/09 - 25/10	115.19	0	0	0

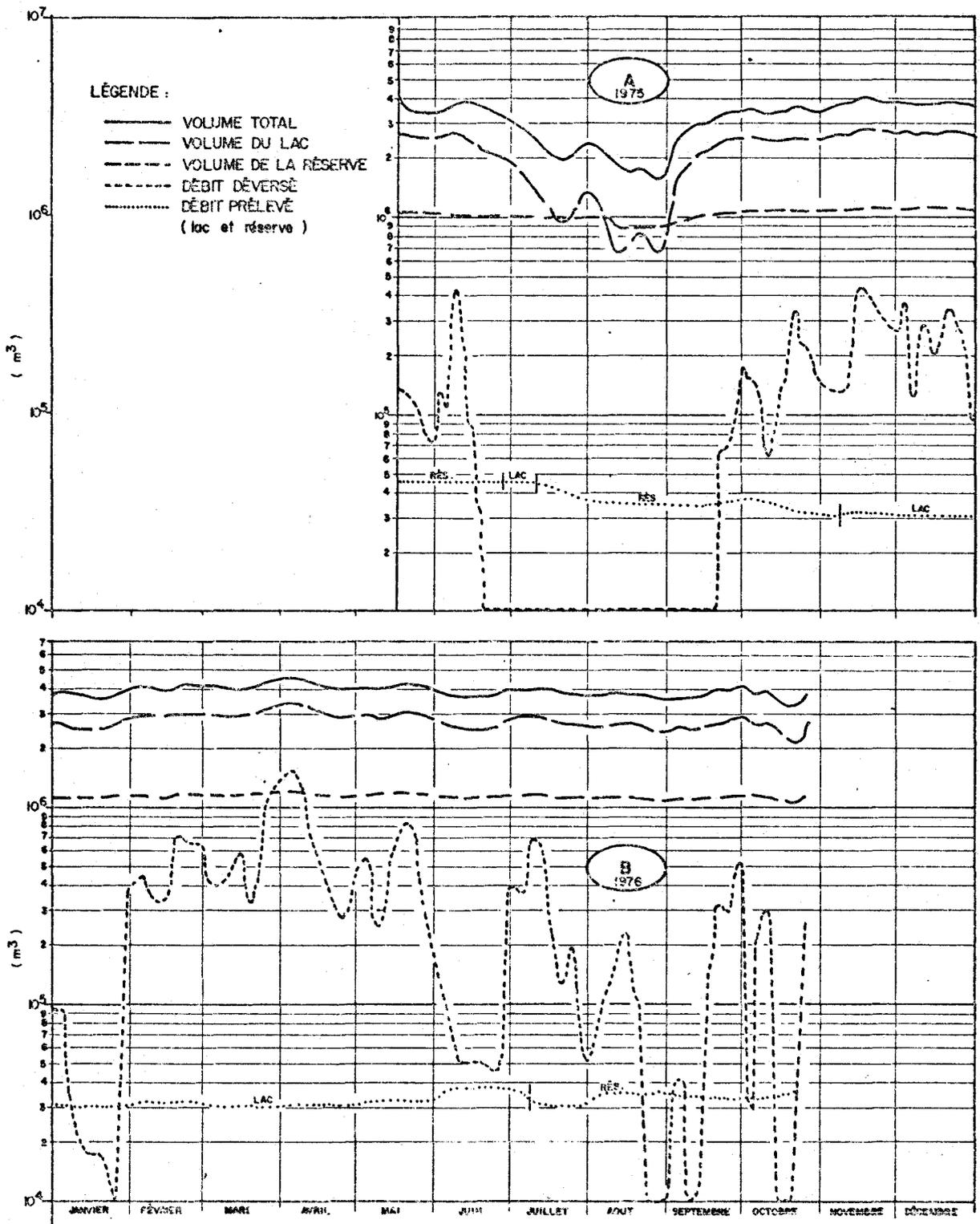


Figure 3.2.1. Bilan hydrique du lac Dolvin et de la Réserve de Granby - évolution des volumes et des débits (A=1975, B=1976).

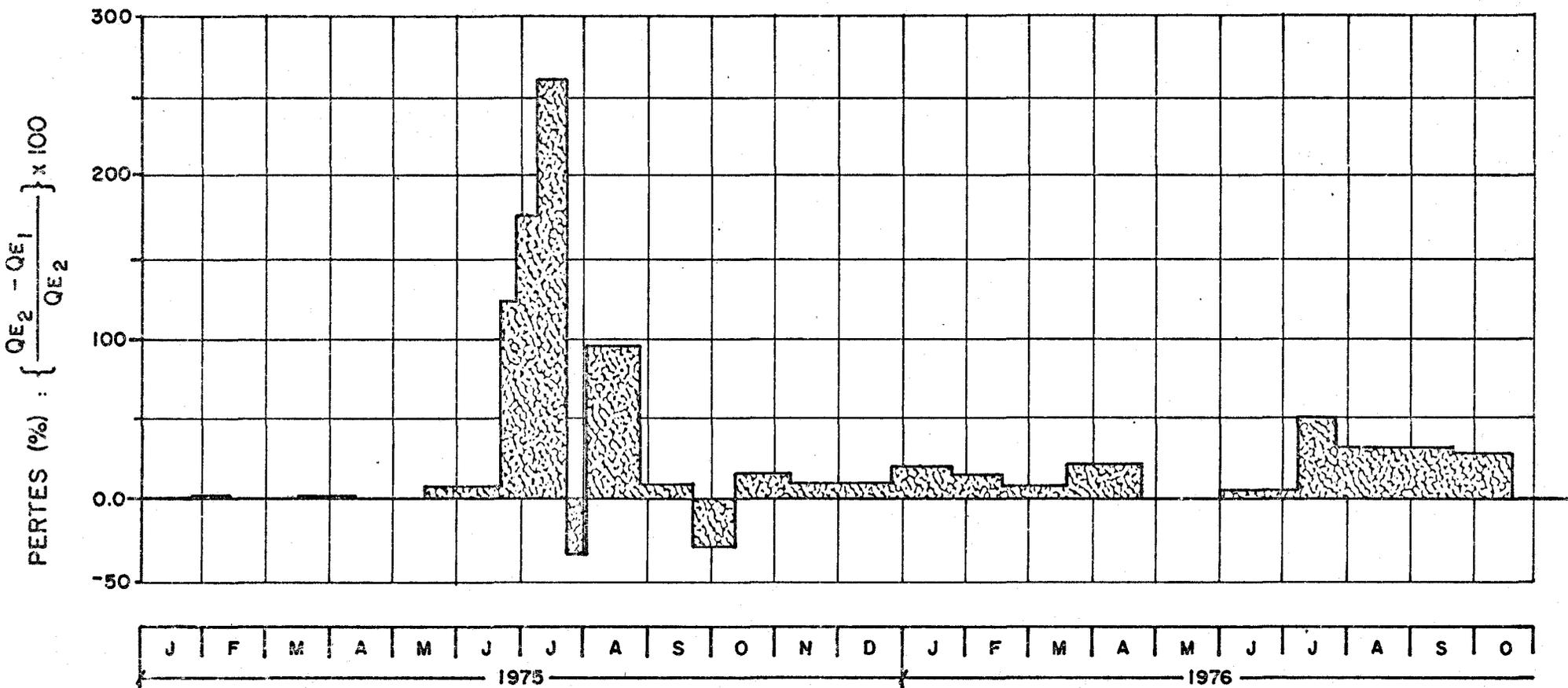


Figure 3.2.2 .Évaluation des pertes du bilan hydrique par période, en pourcentage des débits entrant dans le système lac Boivin - Réserve de Granby .

3.3 Bilan en éléments nutritifs (entrée-sortie) du lac Boivin et de la Réserve de Granby

Ayant établi le bilan hydrique du lac Boivin et de la Réserve (voir la section 3.2), nous avons pu calculer le bilan en éléments nutritifs pour les deux plans d'eau. Cette étape, qui représente la majeure partie de la recherche réalisée au site 1, a eu pour buts d'élucider le comportement global de chaque réservoir, de comparer les deux plans d'eau, et de faire ressortir l'influence qu'exercent les différences importantes existant entre eux (ex.: morphologie; sédiments; flore prédominante; temps de renouvellement; etc...). En considérant les deux plans d'eau comme des "réacteurs opaques" (c'est-à-dire: "black - box reactors"), on peut mettre en évidence le bilan net de l'ensemble de processus qui s'y produisent, ce qui renseigne sur la dynamique des éléments nutritifs dans les deux réservoirs. Les résultats de l'étude *in situ* de cette dynamique (section 3.4 ci-après) viennent compléter les données présentées ici.

3.3.1 Généralités

Pour établir le bilan en éléments nutritifs il existe des données physico-chimiques (c'est-à-dire: des valeurs de concentration) obtenues sur des échantillons prélevés à l'entrée commune des deux réservoirs (Figure 1.3.1, station 105) ainsi qu'aux sorties (stations 210, 402, 403). A ces stations nous avons d'abord étudié la variation temporelle des concentrations des divers paramètres mesurés; les résultats de cette analyse sont présentés dans la section 3.3.2 ci-après. A partir des concentrations et des débits journaliers, nous avons ensuite calculé les charges en substances nutritives à ces mêmes stations; les résultats de ces calculs se trouvent dans la section 3.3.3.

Avant de considérer en détail l'évolution temporelle des concentrations, il importe de se rappeler de la différence hydrologique marquée entre les années 1975 (été exceptionnellement sec) et 1976 (été humide). Compte tenu des débits faibles en 1975, des temps de séjour très longs qui en résultaient, et des conditions climatiques qui prévalaient

(ensoleillement et température élevés, propices à la production primaire), on peut s'attendre à ce que l'influence des processus biologiques sur la qualité des eaux emmagasinées dans les réservoirs soit davantage évidente en 1975. Ce raisonnement s'applique surtout au lac Boivin, qui a connu en 1975 une période prolongée de stagnation du 21 juin au 18 septembre (89 jours), aux pertes près. La Réserve est normalement moins sensible au débit de la rivière, le débit d'entrée et le temps de séjour des eaux étant contrôlés par la consommation peu variable de l'usine de filtration de la ville de Granby. Par contre, lorsque l'alimentation de l'usine se fait à partir de l'ancienne prise d'eau dans le lac Boivin, les eaux de la Réserve deviennent stagnantes; trois périodes semblables se sont produites durant notre étude:

du 13 février au 15 mai 1975 (91 j);

du 27 juin au 6 juillet 1975 (10 j);

du 7 novembre au 7 juillet 1976 (245 j).

3.3.2 Evolution temporelle des concentrations

Pour chaque station d'échantillonnage (nos 105, 210, 402, 403) il existe une série de graphiques (Annexe 3) où figurent, pour chaque paramètre, les dates d'échantillonnage (axe des abscisses) et les concentrations mesurées à ces dates (axe des ordonnées). Sur les graphiques on trouve pour 1975 deux mesures par date de prélèvement; ces points correspondent aux résultats des analyses effectuées en double. L'accord entre les deux déterminations de concentration était généralement très bon, ce qui nous a amenés à réduire largement le nombre d'analyses effectuées en double en 1976. L'évolution temporelle de chaque paramètre a été étudiée à partir des graphiques dans l'Annexe 3. En comparant ces graphiques avec les débits journaliers (Figures 2.1.1 A et B) nous avons également cherché des relations concentration - débit.

A l'examen des résultats il ressort que les concentrations à l'entrée commune des réservoirs (station 105) sont beaucoup plus variables que celles observées aux sorties (stations 210, 402, 403); il s'agit

vraisemblablement de l'effet - tampon des masses d'eau stockées dans les deux réservoirs. Les concentrations extrêmes observées à l'entrée se manifestent quelques jours plus tard aux sorties, où elles sont atténuées et étalées dans le temps. Ce phénomène se voit mieux avec les paramètres conservateurs (ex.: chlorures, conductivité) qu'avec les éléments nutritifs. A titre d'exemple on présente sur la Figure 3.3.1 l'évolution temporelle des concentrations en chlorure, d'avril à octobre 1976, aux stations à l'entrée (105) ainsi qu'à la sortie (210) du lac Boivin. De même, sur la Figure 3.3.2 on montre l'évolution temporelle de la conductivité, de mai à novembre 1975, aux stations à l'entrée (105) ainsi qu'à la sortie (403) de la Réserve.

Pour expliquer le comportement des deux réservoirs nous avons considéré deux types simples ou idéalisés de réacteurs, soit un réacteur tubulaire à écoulement frontal (écoulement piston), soit un réacteur continu agité à mélange complet instantané. Selon le premier modèle les concentrations extrêmes observées à l'entrée devraient se manifester à la sortie sans atténuation après un laps de temps de n jours déterminé par les débits d'entrée:

$$\sum_{i=1}^n v_i = V \quad (3.11)$$

où:

- i = indice journalier;
- v = débit volumique journalier;
- V = volume du réacteur.

D'après le second modèle les concentrations extrêmes observées à l'entrée devraient se produire presque immédiatement à la sortie, mais atténuées selon la relation:

$$C^S = \frac{C^O V + C^E v}{V + v} \quad (3.12)$$

où:

C^S = concentration à la sortie;

C^e = concentration à l'entrée;

C^0 = concentration initiale dans le réacteur.

En effet, comme le montrent les Figures 3.3.1 et 3.3.2, le comportement des deux réservoirs les situe entre ces deux extrêmes: le comportement du lac Boivin s'approche de celui d'un réacteur tubulaire (modèle 1), tandis que l'évolution de la Réserve ressemble la plupart du temps à celle prédite pour un réacteur continu agité (modèle 2).

Munis de ces notions de mélange, considérons maintenant le comportement des diverses substances nutritives à l'entrée ainsi qu'aux sorties des deux plans d'eau. Dans ce qui suit, il conviendra de considérer les paramètres individuellement, de dégager pour chacun son comportement général (ex.: variabilité temporelle; cycle annuel, s'il y en a), et enfin de comparer les trois stations (nos 105, 210, 403) entre elles. Afin de faciliter cette comparaison nous avons compilé dans les Tableaux 3.3.1 et 3.3.2 les concentrations moyennes à chaque station pour chacune des saisons. Pour les fins de cette analyse les saisons ont été définies selon le comportement hydrologique de la rivière plutôt que d'après le calendrier (cf. INRS-Eau, 1976c): hiver du 16 décembre au 28 février; printemps du 1 mars au 31 mai; été du 1 juin au 31 août; automne du 1 septembre au 15 décembre.

Lorsque possible on considérera simultanément les deux années d'étude; cependant, si le comportement général d'un paramètre en 1975 diffère sensiblement de celui noté en 1976, on le traitera séparément pour chaque année. La station 402 (prise d'eau dans le lac Boivin) ne sera pas considérée séparément; les divers paramètres s'y comportent de manière semblable à celle des paramètres mesurés à la station 210 (sortie du lac), ce qui s'explique facilement vu la proximité de la prise d'eau et le barrage-réservoir à la sortie du lac.

Phosphore soluble (phosphates inorganiques; phosphates totaux)

- . Les deux formes de phosphore soluble se comportent de manière semblable.
- . Les valeurs maximums de P-soluble coïncident avec les faibles débits d'hiver (février), tandis que de faibles valeurs sont observées lors de la débâcle (effet de dilution).
- . Contrairement à ce que l'on observe pour l'azote inorganique et pour la silice, on ne note pas de diminution des concentrations en P-soluble durant l'été.
- . Les concentrations moyennes observées aux stations 105 et 210 en 1975 (0.12; 0.087 mg P/l) étaient plus élevées que celles notées en 1976 (0.062; 0.065 mg P/l).
- . En 1975 à *la sortie du lac* (210), la concentration en P-soluble a légèrement augmenté après la débâcle pour ensuite demeurer assez stable (0.12 - 0.23 mg P/l) jusqu'au début de la stagnation du lac; avec la cessation du déversement (21 juin) la concentration a brusquement augmenté pour atteindre de nouveau un plateau (0.40 - 0.56 mg P/l). Soulignons qu'il s'agit ici d'un phénomène général dans le lac, cette augmentation ayant également été notée aux stations 204, 206 et 208 lors des campagnes d'échantillonnage spéciales (voir la section 3.4). La teneur élevée en P-soluble s'est maintenue jusqu'aux premières pluies à la fin d'août, lors desquelles elle a baissé brusquement pour ensuite rester stable (~ 0.15 mg P/l) jusqu'à la fin de l'année. *Cette évolution des concentrations en P-soluble diffère sensiblement de celle notée à la sortie de la Réserve (403), et elle témoigne du rôle des sédiments du lac Boivin et des macrophytes comme sources de phosphore.*

Silice totale

- . Les variations des concentrations en silice se conforment au cycle annuel anticipé, ce cycle étant davantage évident à la sortie de la Réserve (403). Les teneurs en silice sont élevées en hiver (concentration moyenne ~ 6.2 mg SiO₂/l) et demeurent ainsi même au début de la

débâcle. Vers la fin de la crue printannière, concurremment avec l'augmentation des teneurs en chlorophylle-a, elles diminuent progressivement pour rester faibles (parfois $< 0.10 \text{ mg SiO}_2/\ell$) mais plutôt variables pendant l'été. En automne on note une augmentation des concentrations en silice, une dernière baisse importante, puis un retour aux valeurs élevées qui caractérisent l'hiver.

- . Le cycle annuel de la silice s'explique en termes de son assimilation par des algues, surtout par les diatomés planctoniques et épiphytiques (Wetzel, 1975). Superposées sur ce cycle se trouvent des variations aléatoires, qui sont reliées aux épisodes hydrologiques estivales: l'action biologique tend à maintenir les concentrations en silice à des niveaux faibles ($< 1.5 \text{ mg SiO}_2/\ell$), alors que chaque augmentation de débit a tendance plutôt à les ramener à des niveaux plus élevés. Il s'ensuit qu'à la station 105 (influence fluviale maximum) les concentrations en silice sont beaucoup plus variables, et le cycle annuel moins évident, qu'à la station 403 (influence fluviale minimum).

Azote inorganique soluble (N-NH₄, N-NO₃)

- . Les variations des concentrations en azote ammoniacal ainsi qu'en azote nitrique sont, elles-aussi, fonction inverse du cycle annuel de la production primaire: des valeurs élevées se manifestent en hiver sous couvert de glace (concentrations moyennes $\sim 0.30 \text{ mg N-NH}_4/\ell$; $\sim 0.52 \text{ mg N-NO}_3/\ell$), alors qu'en été les concentrations sont plutôt faibles, voire même parfois indécélables en 1975. De telles tendances, déjà mises en évidence pour la rivière Bulstrode (INRS-Eau, 1976a) ainsi que pour les rivières Yamaska et Saint-François (INRS-Eau, 1976b), semblent générales pour les rivières du sud du Québec qui drainent des Appalaches vers le fleuve.
- . Le comportement des formes inorganiques de l'azote, si différent de celui du phosphore, laisse croire que *l'azote soit le facteur chimique le plus susceptible de limiter la production primaire* (voir la section 3.4).

- . Durant l'été 1975, lorsque les concentrations en azote minéral étaient minimums, les pluies sporadiques provoquaient des pics transitoires en N-NH₄ et en N-NO₃ qui se superposaient au cycle annuel des concentrations (*cf.* la silice).

Azote organique soluble (N-organique)

- . En 1975 un cycle annuel, semblable à toutes les stations, se manifeste: des concentrations minimums lors de la crue printanière (concentration moyenne ~ 0.24 mg N/l), une augmentation progressive pour atteindre des valeurs maximums lors de l'étiage (concentration moyenne ~ 0.5 mg N/l), et enfin une baisse des concentrations avec les pluies de septembre pour rétablir des teneurs intermédiaires.
- . En 1976, par contre, aucun cycle ne se dégage, les concentrations en N-organique étant trop variables dans le temps. Cette variabilité accrue résulte, au moins en partie, de la variabilité marquée des débits de la rivière pendant l'été 1976 (comparer les mois de mai à septembre sur les Figures 2.1.1 A et 2.1.1 B). Cependant même à la station 403, où l'influence fluviale est minimum, les concentrations en N-organique étaient beaucoup plus variables en 1976 que pendant l'année précédente; la méthode analytique ayant été changée d'une année à l'autre, nous nous doutons de l'existence de problèmes analytiques en 1976.

Carbone organique soluble

- . En 1975 on a noté des problèmes de contamination pendant les premiers 120 j (pics très grands observés, surtout pendant la crue de printemps, mais les analyses en double étaient souvent très différentes, l'une de l'autre, et l'azote organique ne montrait pas de maximums coïncidents); après le 120^e j on remarque un comportement semblable à toutes les stations (minimum au printemps, ~ 7 mg C/l; maximum en été, ~ 10 mg C/l). En 1976 l'évolution temporelle des concentrations était sensiblement la même, mais plus régulière qu'en 1975.

Chlorophylle-a, phaeopigments

- . Les concentrations en chlorophylle-a de même qu'en phaeopigments sont très faibles en hiver ($< 2 \mu\text{g}/\ell$), augmentent brusquement après la débâcle, demeurent élevées mais très variables durant l'été, et ensuite diminuent en automne pour retrouver de faibles valeurs en hiver.
- . Durant la période estivale l'évolution temporelle des concentrations prend la forme d'une série de maximums et minimums prononcés; souvent les valeurs maximums se produisent après des augmentations de débit provoquées par des averses tombant sur le bassin versant en amont (cf. comportement de l'azote minéral).

Carbone, azote particulaires

- . Ces deux paramètres se suivent de très près et leurs variations se conforment à un cycle annuel accentué: des concentrations faibles en hiver ($\sim 0.3 \text{ mg C}/\ell$; $0.02 \text{ mg N}/\ell$); une augmentation brusque au printemps (décalée d'environ une semaine par rapport à celle de la chlorophylle-a); des teneurs élevées et plutôt variables pendant l'été ($\sim 1 \text{ mg C}/\ell$; $\sim 0.2 \text{ mg N}/\ell$); une baisse progressive en automne pour retrouver les faibles valeurs qui caractérisent l'hiver.

Phosphore particulaire

- . Le phosphore particulaire (inorganique + organique) montre lui-aussi un cycle annuel, lequel s'avère beaucoup plus évident que celui du phosphore soluble. Les concentrations en P-particulaire sont faibles en hiver, diminuent encore plus lors de la crue printannière, mais augmentent grandement durant le tard printemps et l'été. Cette augmentation et celles du carbone et de l'azote particulaire coïncident. En automne les teneurs en P-particulaire diminuent, brusquement dans le cas des stations 105 et 210 mais progressivement à la station 403, pour se rapprocher des valeurs faibles d'hiver.

pH

- Une augmentation du pH se produit dans le lac (105 < 210) et dans la Réserve (105 < 403) durant l'été; de plus, les fluctuations de pH sont plus importantes aux deux sorties qu'à l'entrée.

3.3.3 Débits massiques

Méthode de calcul

Le débit massique, ou la charge, d'un paramètre donné se définit selon l'équation 3.13:

$$L = \sum_{i=1}^{i=n} l_i = \sum_{i=1}^{i=n} c_i q_i \quad (3.13)$$

- où L = débit massique pour une période de n jours;
c = concentration journalière;
q = débit journalier;
l = débit massique journalier;
i = indice journalier.

Pour calculer les charges, ayant comme données de base les débits journaliers et les concentrations mesurées à toutes les 1 ou 2 semaines, nous avons adopté une méthode simple d'interpolation comportant les étapes suivantes (INRS-Eau, 1976c):

- estimer les concentrations journalières, c_i , en faisant une interpolation linéaire entre les valeurs mesurées;
- calculer les débits massiques journaliers, l_i , selon la relation $l_i = c_i q_i$;
- cumuler les débits massiques journaliers pour des périodes de temps qui correspondent à des fluctuations hydrologiques, climatologiques ou biologiques, ou encore à des changements du mode de prélèvement de l'eau par la station de pompage de la ville de Granby.

Bien que très simple, cette approche s'avère la plus précise (Weber, 1978) quand on dispose de valeurs journalières de débit sans avoir toutes les valeurs de concentration correspondantes, et lorsqu'il n'existe pas de relations simples entre le débit et les concentrations qui permettraient la reconstitution de ces dernières (ex.: pas de corrélations générales ou saisonnières; pas de relations par classes de débit ni par sens de variation du débit).

En se servant de cette méthode, et en se basant sur les éléments du bilan hydrique établis dans la section 3.2, on a calculé les débits massiques à l'entrée et à la sortie des deux plans d'eau, et ceci pour chaque paramètre. En négligeant l'indice journalier, i , pour simplifier, on obtient:

. Entrée Réserve

$$L_{ER} = []^{1.05} \cdot (Q_{ER} + E_R) \quad (3.14)$$

. Sortie Réserve

$$L_{SR} = []^{4.03} \cdot Q_{CR} \quad (3.15)$$

. Entrée lac

$$L_{EL} = []^{1.05} \cdot (Q_{EL} - E_R + 0.163 Q_{SV}) \quad (3.16)$$

. Sortie lac (minimum)

$$L_{SL} = []^{4.02} \cdot Q_{CL} + []^{2.10} \cdot Q_{DEV} \quad (3.17)$$

. Sortie lac (maximum)

$$L_{SL} = []^{4.02} \cdot Q_{CL} + []^{2.10} \cdot (Q_{DEV} + Q_P) \quad (3.18)$$

Explication des symboles:

- $[]^{abc}$ = concentration du paramètre considéré à la station "abc";
- L_{ER} = débit massique à l'entrée de la Réserve;
- L_{SR} = débit massique à la sortie de la Réserve;
- L_{EL} = débit massique à l'entrée du lac Boivin;
- L_{SL} = débit massique à la sortie du lac Boivin;
- Q_{ER} = débit à l'entrée de la Réserve;
- Q_{EL} = débit à l'entrée du lac Boivin = $1.28 Q_{SV} - Q_{ER}$;
- Q_{SV} = débit à Shefford Vale;
- Q_{CR} = débit prélevé de la Réserve par la ville de Granby;
- Q_{CL} = débit prélevé du lac Boivin par la ville de Granby;
- Q_{DEV} = débit déversé au barrage à la sortie du lac Boivin;
- Q_p = débit "perdu" au barrage par des fuites =
 $Q_{EL} + 0.163 Q_{SV} - Q_{DEV} - Q_{CL} - E_R - E_L - \Delta V_L$;
- E_R = évaporation d'eau à partir de la Réserve;
- E_L = évaporation d'eau à partir du lac Boivin;
- ΔV_L = changement du volume du lac Boivin.

Réserve

Considérons d'abord le bilan entrée-sortie pour la Réserve. La quantification des entrées et des sorties *hydriques* pour la Réserve étant relativement facile, on peut s'attendre à ce que la précision du bilan massique soit meilleure pour ce plan d'eau que pour le lac Boivin. Deux périodes intéressantes retiendront notre attention particulière, soit du 16 mai au 4 novembre 1975, et du 8 juillet au 26 octobre 1976. Il s'agit de deux périodes de pompage actif pendant lesquelles la ville de Granby s'approvisionnait à partir de la Réserve.

En raison de la durée plutôt courte de ces périodes (respectivement 173 et 111 jours), le rapport { Σ entrées hydriques / volume moyen de la Réserve} n'étant que de 5.3 (1975) et de 3.4 (1976), il a fallu tenir compte des quantités d'éléments nutritifs stockées dans la Réserve au début et à la fin des périodes de pompage. Pour ce faire, on a estimé des concentrations moyennes *initiales* et *finales* pour chaque paramètre, et on a simplement multiplié ces concentrations par le volume de la Réserve. L'exercice revenait donc à établir le bilan

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{masse} \\ \text{stockée + exports} \\ \text{à la fin} \end{array} \right\} - \left\{ \begin{array}{l} \text{masse} \\ \text{stockée + apports} \\ \text{au début} \end{array} \right\} \quad (3.19)$$

pour chaque paramètre. Les résultats de ce calcul sont présentés dans les Tableaux 3.3.3 (1975) et 3.3.4 (1976).

Il convient de considérer d'abord les paramètres conservatifs, les chlorures et, à un degré moindre, la conductivité. En 1975, le bilan entrée-sortie pour la conductivité boucle à < 1% près; en 1976, la différence entre les entrées et les sorties est d'environ 3%. Quant au bilan des chlorures, disponible seulement en 1976, il boucle à < 1% près. Bien que très encourageant, cet accord entre les apports et les exports n'implique pas que les bilans des autres paramètres soient nécessairement aussi précis. En effet, plus la variabilité temporelle d'un paramètre est grande, moins précis sera le calcul du débit massique; la conductivité et la concentration en chlorures étant relativement peu variables, même à la station 105 (entrée), la précision du bilan massique (pour une fréquence d'échantillonnage donnée) sera meilleure pour ces paramètres que pour les éléments nutritifs (Weber, 1978).

Pour évaluer cette précision on disposait, pour la plupart des paramètres, de deux valeurs pour le débit massique entrant et de deux valeurs pour le débit massique sortant. En calculant le bilan massique selon l'équation 3.19, on a donc obtenu *quatre* valeurs pour chaque paramètre, ce qui a permis de calculer un bilan massique *moyen* (tel que présenté dans les Tableaux 3.3.3 ou 3.3.4) ainsi qu'un écart-type. En se basant sur ce dernier, on a pu tester statistiquement si le bilan massique moyen était significativement différent de zéro ($P= 0.05$); seuls les écarts indiqués en italique dans les Tableaux 3.3.3 et 3.3.4 ont satisfait à ce test. Pour certains paramètres en 1976 on disposait d'une seule valeur du bilan massique; dans ces cas on s'est servi de l'écart type calculé pour le paramètre en 1975.

La comparaison du comportement de la Réserve en 1975 et en 1976 (voir le Tableau 3.3.5) permet de classer les paramètres en trois groupes, à savoir:

<u>Groupe</u>	<u>Description</u>	<u>Paramètres</u>
A	paramètres dont les bilans massiques sont $\neq 0$ et qui se comportent de manière semblable en 1975 et 1976	N-NH ₄ N-NO ₂₋₃ N-particulaire P-inorganique P-total chlorophylle-a solides en suspension
B	paramètres dont un des deux bilans massiques est $\neq 0$ et qui se comportent donc de manière différente en 1975 et 1976	SiO ₂ P-particulaire
C	paramètres dont les bilans massiques ne sont pas significativement différents de zéro	C-organique N-organique C-particulaire (C-inorganique)

Considérons en premier lieu les paramètres du groupe A.

. N-NH₄

En 1975, sur toute la période active, les exports de N-NH₄ ont excédé les apports d'environ 0.24 kg N/j (+ 15%). C'est au début (16/5 → 20/7) et à la fin (21/9 → 4/11) de la période que s'est produite cette minéralisation apparente, alors que vers la fin de l'été (21/7 → 20/9) le bilan était plutôt négatif. On peut supposer que pendant cette dernière période, l'assimilation de l'azote ammoniacal par le phytoplancton suffisait pour maintenir les concentrations en N-NH₄ à de faibles niveaux; avant et après cette période la minéralisation (ammonification) prédominait.

En 1976, on note de nouveau un bilan positif (0.31 kg N/j, + 15%); comme durant l'année précédente, c'est surtout au début et à la fin de la période de pompage que s'est produite cette minéralisation nette.

. N-NO₂₋₃

Contrairement à ce que l'on observe pour l'azote ammoniacal, la charge en N-NO₂₋₃ *diminue* grandement lors du passage de l'eau à travers la Réserve. En 1975, cette réduction se chiffre à 1.7 kg N/j (-28%) alors qu'en 1976, elle s'élève à 4.0 kg N/j (- 44%); pour les deux années, cette diminution s'est surtout manifestée en été, c'est-à-dire au début des périodes de pompage. Il s'agit vraisemblablement de l'assimilation des nitrates par le (phyto) plancton présent, suivie de leur transformation en biomasse (N-particulaire +; N-organique). Compte tenu des conditions aérobies qui prévalent dans la Réserve (section 3.4) et de la faible teneur en matière organique dans les sédiments du fond (section 3.1), l'hypothèse d'une dénitrification nous semble intenable.

. N-particulaire

Pour les deux années étudiées, on note une légère diminution de la charge en azote particulaire pendant le séjour des eaux dans la Réserve. En 1975, cette réduction était de l'ordre de 1.1 kg N/j (- 12%) tandis qu'en 1976, elle se situait à 1.2 kg N/j (- 16%).

. P-inorganique soluble; P-total soluble

Pour le phosphore soluble, il se produit une diminution régulière de la charge lors du passage de l'eau à travers la Réserve. En considérant toute la période active en 1975, on peut calculer une réduction d'environ 0.6 kg P/j (- 19%); en 1976, la réduction n'était que 0.2 kg P/j (-10%).

Comme mécanismes possibles de cette disparition du P-soluble, mentionnons l'*adsorption* sur les sédiments en suspension (ex.: argiles), l'*assimilation biologique* par le plancton dans la Réserve, et la *précipitation* chimique (ex.: formation de l'hydroxylapatite, $\text{Ca}_5(\text{OH})(\text{PO}_4)_3$; voir la discussion dans la section 4). Il est à noter que tous ces mécanismes conduisent à la formation de P-particulaire, soit sous forme inorganique (mécanismes 1 et 3), soit sous forme organique (mécanisme 2). Pourtant, la charge globale en P-particulaire n'augmente pas pendant le séjour de l'eau dans la Réserve (Tableau 3.3.5); il faut donc postuler que la supposée formation de P-particulaire est plus que compensée par la *sédimentation*.

. sédiments en suspension

Le bilan des sédiments en suspension était positif pour les deux périodes de pompage: en 1975, les exports ont excédé les apports d'environ 224 kg/j (+ 39%) alors qu'en 1976, cet écart fut de l'ordre de 145 kg/j (+ 35%). Dans les deux cas, cette tendance s'est surtout manifestée pendant la seconde moitié de la période de pompage.

La Réserve semble agir à la fois comme *piège* pour une fraction des sédiments fluviaux qui arrivent, et comme *source* de nouveaux sédiments en suspension. Cette augmentation de la charge de sédiments en suspension était constituée, en partie, de matière (inorganique) très fine mise en suspension par l'action érosive de petites vagues sur les berges non consolidées de la Réserve. Afin d'évaluer l'importance relative de ces deux sources, on a calculé la teneur en matière organique des sédiments en suspension, selon la relation 3.20.

$$\% \text{ matière organique} = \left\{ \frac{\text{charge en C-particulaire} \div 0.4}{\text{charge en sédiments}} \right\} \times 100 \quad (3.20)$$

et ceci à l'entrée et à la sortie de la Réserve. En 1975, la teneur moyenne en matière organique a diminué de 0.18 (l'entrée) à 0.15 (la sortie); en 1976, une réduction de 0.19 à 0.17 fut notée. On conclut que l'érosion physique est plus importante que la production primaire comme source de sédiments en suspension dans la Réserve.

. chlorophylle-a, phaeopigments

Le bilan global pour les pigments chlorophylliens (chlorophylle-a + phaeopigments) était de + 0.06 kg/j (+ 12%), en 1975, comparativement à + 0.19 kg/j (+ 35%), en 1976. Chaque année, la poussée printanière de phytoplancton s'est produite plus tôt dans la rivière (c'est-à-dire: à la station 105) que dans la Réserve, ce qui a donné lieu à un bilan négatif apparent au début de la période de pompage, suivi d'un bilan positif jusqu'à la fin de la période.

En 1976, on a modifié la méthodologie analytique afin de pouvoir différencier la chlorophylle-a active des phaeopigments. Comme le montre le Tableau 3.3.5, ces deux paramètres se sont comportés de manière très différente: sur toute la période de pompage la charge en chlorophylle-a active a *augmenté* de 0.28 kg/j (+ 98%) alors que celle en phaeopigments a diminué de 0.095 kg/j (-39%). Il s'ensuit que

Le pourcentage de dégradation des pigments chlorophylliens, défini selon la relation 3.21 (Marker, 1976),

$$\% \text{ dégradation} = \frac{\text{phaeopigments}}{\text{chlorophylle-a} + \text{phaeopigments}} \times 100 \quad (3.21)$$

diminue de façon importante durant le séjour de l'eau dans la Réserve (moyenne à l'entrée = 48%; moyenne à la sortie = 22%). En d'autres termes, le phytoplancton à l'entrée de la Réserve comporte un grand nombre de cellules mortes, tandis qu'à la sortie ce sont des cellules vivantes, produites dans la Réserve, qui prédominent. En supposant une teneur en chlorophylle-a de 2% chez le phytoplancton (Marker, communication personnelle), et en évaluant la superficie moyenne de la Réserve à $0.18 \times 10^6 \text{ m}^2$ durant 1976, on peut estimer la production primaire *nette* pour la période étudiée du 7 juillet au 26 octobre.

$$\begin{aligned} \text{production} & \\ \text{primaire} & = \frac{0.19 \text{ kg/j} \times 1000 \text{ g/kg}}{0.02 \times 0.18 \times 10^6 \text{ m}^2} \\ \text{nette} & \\ & = 0.052 \text{ kg matière organique m}^{-2} \text{ j}^{-1} \\ & = 21 \text{ mg C m}^{-2} \text{ j}^{-1} \end{aligned}$$

Considérons maintenant les paramètres du groupe B, c'est-à-dire ceux dont un des deux bilans massiques est significativement différent de zéro, et qui se comportent donc de manière différente en 1975 et 1976.

. phosphore particulaire

En 1975, les apports en P-particulaire ont excédé les exports d'environ 0.84 kg P/j (- 28%), cette diminution étant évidente durant toute la période de pompage (contrairement à la distinction assez marquée entre le début et la fin de la période que l'on note pour certains paramètres, ex.: N-NH₄, N-NO₂₋₃, chlorophylle totale). Par ailleurs, sur la période étudiée en 1976, le bilan pour le P-particulaire s'avère à peu près équilibré (< 1% différence entre les entrées et les sorties), étant légèrement négatif au début de la période et légèrement positif vers la fin. La différence entre les deux années découle probablement du fait que les apports journaliers en P-particulaire étaient plus grands en 1975 (2.67 kg/j) qu'en 1976 (1.73 kg/j); la différence (0.93 kg/j) se compare avantageusement avec la réduction journalière notée en 1975 (-0.84 kg/j).

. silice

En 1975, sur toute la période active (173 j.), les apports et les exports de SiO₂ sont à peu près équivalents. Par contre, pour des sous-périodes plus courtes, on peut trouver soit des augmentations de charge (ex.: 16/5 → 26/6; 31/7 → 26/8; 21/9 → 4/11), soit des réductions de charge (ex.: 7/7 → 30/7; 27/8 → 20/9). En effet, les *exports* semblent évoluer progressivement selon un cycle saisonnier (comportement lacustre: voir la section 3.4), alors que les *apports* varient de façon plus aléatoire. Cette variabilité temporelle des apports découle de la grande variabilité temporelle des concentrations en silice dans l'eau de la rivière (section 3.3.2). En d'autres termes, l'annulation apparente du bilan de la silice en 1975 semble plutôt fortuite; en 1976, sur une période de pompage plus courte (111 j) qui a débuté en juillet plutôt qu'au mois de mai, on note une diminution de la charge en silice d'environ 37 kg/j (-29%).

Dans le dernier groupe de paramètres, groupe C, on trouve ceux dont les bilans entrée-sortie sont à peu près équilibrés pour les deux années, à savoir:

C-organique
N-organique
C-particulaire

C-inorganique

Que le bilan pour la matière organique (C-organique, N-organique, C-particulaire) soit équilibré implique que la production primaire nette dans la Réserve (~ 14 kg matière organique/j) est compensée par une respiration et/ou une sédimentation de la matière organique allochthone qui entre dans la Réserve à partir de la rivière. Le bilan positif pour l'azote ammoniacal, noté plus haut, témoigne lui-aussi d'une minéralisation. Quant au bilan en C-inorganique, il n'a pas de signification réelle; la Réserve étant ouverte à l'atmosphère, les échanges inévitables de CO_2 entre l'eau stockée et l'atmosphère viennent fausser tout calcul du bilan.

Pour revenir au Tableau 3.3.5, il importe de comparer les colonnes "apports" pour les deux années. Les débits *hydriques* journaliers étant à peu près équivalents pendant les deux périodes de pompage ($32.8 \times 10^3 \text{m}^3 \text{j}^{-1}$ en 1975; $34.6 \times 10^3 \text{m}^3 \text{j}^{-1}$ en 1976), les différences en débits *massiques* reflètent surtout des différences de concentration dans l'eau de la rivière à la station 105 (*cf.* section 3.3.2, Tableaux 3.3.1 et 3.3.2, été et automne). L'examen du Tableau 3.3.5 montre que, pour plusieurs paramètres, les apports journaliers en 1976 étaient semblables à ceux observés en 1975.

Comme exceptions à cette règle, mentionnons les trois formes de phosphore, dont les apports étaient plus grands en 1975 qu'en 1976, ainsi que la silice et les nitrates pour lesquels on constate la situation inverse.

Le comportement différent du phosphore d'une part, et de l'azote nitrrique d'autre part, a eu pour effet de changer de manière appréciable le rapport {N-inorganique / P-soluble}. Exprimé sur une base atomique, ce rapport a passé de 6.2 en 1975 à 11.8 en 1976. Selon Chiaudani et Vighi (1974) l'azote est le facteur chimique susceptible de limiter la croissance du phytoplancton lorsque le rapport {N/P} est inférieur à 11; entre 11 et 22 ni l'azote ni le phosphore n'est limitatif, alors qu'à des valeurs supérieures à 22 c'est le phosphore qui devient le facteur chimique limitant le développement du phytoplancton.

Les apports d'éléments nutritifs en 1975 étant alors enrichis en phosphore par rapport à l'azote, on peut conclure que ce dernier était le facteur chimique le plus susceptible de limiter la croissance du phytoplancton dans la Réserve. A cet égard, il a été noté plus haut que durant la période estivale en 1975 l'évolution temporelle des concentrations en chlorophylle-a prenait la forme d'une série de maximums et minimums prononcés. Souvent les valeurs maximums de chlorophylle-a se produisaient après des augmentations de débit, c'est-à-dire après des pics transitoires en N-NH₄ et N-NO₃. Cette corrélation entre les apports d'azote inorganique et les pics de chlorophylle-a appuie l'hypothèse que l'azote était le facteur chimique limitant le développement du phytoplancton. En 1976, le rapport {N/P} se trouvant dans la zone équivoque, on ne peut identifier lequel, de l'azote ou du phosphore, était le facteur limitant.

Lac Boivin

Considérons maintenant le bilan entrée-sortie pour le lac Boivin. Les débits massiques à l'entrée du lac furent calculés selon l'équation 3.16:

$$L_{EL} = []^{105} \cdot (Q_{EL} - E_R + 0.163 R_{SV}) \quad (3.16)$$

qui tient compte à la fois des apports transportés par la rivière Yamaska Nord et de ceux provenant du bassin immédiat du lac ($\sim 25 \text{ km}^2$). Ne disposant pas de valeurs de concentration pour les eaux de ruissellement en provenance de ce petit bassin, nous avons dû accepter l'hypothèse que les concentrations de divers éléments dans ces eaux étaient semblables à celles mesurées dans l'eau de la rivière*.

Notons que pendant les périodes d'étiage, lorsque le débit de la rivière est inférieur au débit prélevé de la Réserve par la ville de Granby (c'est-à-dire: $Q_{EL} - E_R + 0.163 Q_{SV} < 0$), l'équation 3.16 donne des valeurs *négatives* du débit massique. De telles valeurs négatives sont comptabilisées avec leur signe négatif, et elles comptent donc comme des *exports* du lac dans l'établissement du bilan entrée-sortie.

Pour le calcul des débits massiques à la *sortie* du lac, deux équations s'offrent:

$$L_{SL} = []^{402} \cdot Q_{CL} + []^{210} Q_{DEV} \quad (3.17)$$

$$L_{SL} = []^{402} \cdot Q_{CL} + []^{210} (Q_{DEV} + Q_p) \quad (3.18)$$

dont une (3.18) tient compte des pertes d'eau du barrage. Cette dernière équation s'est avérée la plus juste pour les paramètres conservatifs.

* Selon les résultats d'analyse obtenus par le Service Qualité des Eaux du Ministère des Richesses naturelles pendant l'été 1975 (B. Bélanger, communication personnelle), la qualité de l'eau des tributaires du lac Boivin ressemble effectivement à celle de la rivière Yamaska-Nord elle-même.

écart entrée-sortie

<u>méthode de calcul</u>	1975	1976	
	<u>conductivité</u>	<u>conductivité</u>	<u>chlorures</u>
équation 3.17	- 8%	- 32%	- 29%
équation 3.18	< 1%	- 2%	+ 1%

et par conséquent elle a été retenue pour le calcul des débits massiques de tous les paramètres.

Dans un premier temps nous avons étudié le comportement du lac pendant un cycle annuel de 12 mois, du 27 octobre 1975 au 26 octobre 1976; les résultats du calcul des débits massiques figurent dans le Tableau 3.3.6. A l'examen de ce tableau on peut facilement distinguer deux groupes de paramètres: ceux dont les bilans massiques annuels sont négatifs (N-NO₂₋₃, N-inorganique), et ceux dont les bilans se montrent positifs (C-particulaire, N-particulaire, chlorophylle-a, phaeopigments). Il s'agit vraisemblablement des effets de la production primaire autochtone, avec la transformation concomitante des éléments nutritifs (formes inorganiques solubles → formes organiques particulaires). Signalons que parmi les éléments nutritifs, seul l'azote affiche un bilan massique *annuel* négatif; ceux pour le phosphore et la silice s'avèrent à peu près équilibrés (+ 7% et 10% respectivement). Cette observation s'expliquerait par l'enrichissement relatif de l'eau de la rivière Yamaska-Nord à l'entrée du lac Boivin pendant la période de forte activité biologique. Le phosphore inorganique et la silice étant présents en excès par rapport à l'azote inorganique (N: P: Si ~ 11: 1: 25), il s'ensuit que ce dernier subit la diminution relative la plus importante lors du passage de l'eau à travers le lac.

Dans un deuxième temps nous avons étudié le comportement du lac pendant les mêmes périodes que celles retenues antérieurement pour la Réserve, *afin de permettre une comparaison entre le lac et la Réserve*. Les résultats du calcul des débits massiques figurent dans les Tableaux 3.3.7 (1975) et 3.3.8 (1976).

En comparant ceux-ci aux Tableaux 3.3.3 et 3.3.4 respectivement, on a pu identifier pour chaque année deux groupes de paramètres: ceux dont le comportement dans le lac *ressemble* à leur comportement dans la Réserve, et ceux dont le comportement dans le lac *diffère* de celui dans la Réserve. Pour faciliter cette comparaison on n'a identifié que trois types de comportement: bilan massique négatif (-; sortie < entrée), bilan massique positif (+; sortie > entrée) et bilan massique à peu près équilibré (~; sortie ~ entrée).

Selon cette approche, 8 paramètres sur 12 se comportaient de manière semblable dans le lac et dans la Réserve en 1975,

C-organique (~)	* N-NO ₂₋₃ (-)
N-organique (~)	P-inorganique (-)
C-particulaire (~)	P-total (-)
N-particulaire (~)	P-particulaire (-)

alors qu'en 1976 il y en avait 5 sur 12,

P-particulaire (~)	N-NH ₄ (+)
	* N-NO ₃ (-)
	SiO ₂ (-)
	chlorophylle (+)

Notez que parmi ces paramètres seul l'azote nitrique (N-NO₂₋₃) est commun aux deux années et se comporte de manière consistante; le bilan massique est négatif, les deux années, aussi bien pour le lac que pour la Réserve. Par ailleurs, parmi les paramètres ayant des tendances *différentes* dans les deux plans d'eau, seuls les sédiments en suspension se comportent de la même façon les deux années; le bilan massique est positif pour la Réserve mais négatif pour le lac, aussi bien en 1975 qu'en 1976. De cette première comparaison deux paramètres se différencient donc des autres: l'azote nitrique (comportement semblable dans le lac et la Réserve, 1975 et 1976) et les sédiments en suspension (comportement différent dans le lac et la Réserve, 1975 et 1976).

En dernier lieu, *afin de pouvoir comparer les bilans massiques du lac en 1975 avec ceux de 1976*, nous avons étudié le comportement du lac pendant deux périodes comparables, à savoir du 01/05/75 au 15/10/75 (168j; voir Tableau 3.3.9) et du 12/04/76 au 15/10/76 (187j; voir Tableau 3.3.10). En choisissant ces périodes on a voulu viser la saison de forte activité biologique; à cet effet on a défini les périodes en tenant compte, à la fois, de la variation du débit (fin de la crue printannière; début des pluies automnales) et de l'évolution des teneurs en chlorophylle-a (début de la poussée printannière des algues).

Comme pour la Réserve, la comparaison entre les années 1975 et 1976 a permis de classer les paramètres en trois groupes (*cf.* Tableau 3.3.11):

<u>Groupe</u>	<u>Description</u>	<u>Paramètres</u>
A'	paramètres dont les bilans massiques sont $\neq 0$ et qui se comportent de manière <i>semblable</i> en 1975 et 1976	N-NO ₂₋₃
B'	paramètres dont au moins un des deux bilans massiques est $\neq 0$ et qui se comportent de manière <i>différente</i> en 1975 et 1976	N-NH ₄ P-inorganique P-total C-particulaire N-particulaire P-particulaire chlorophylle-a
C'	paramètres dont les bilans massiques ne sont pas significativement différents de zéro	C-organique C-inorganique

Considérons d'abord les trois paramètres du groupe A'.

. N-NO₂₋₃

Tout comme c'est le cas pour la Réserve, la charge en N-NO₂₋₃ *diminue* lors du passage de l'eau à travers le lac Boivin. En 1975, cette réduction se chiffre à 9.9 kg N/j (-55%) alors qu'en 1976, elle s'élève à 39 kg N/j (-50%). Il s'agit dans les deux cas d'une diminution régulière tout au long des périodes considérées. Cette perte d'azote pourrait s'expliquer par une assimilation des nitrates, soit par le (phyto)-plancton présent dans la colonne d'eau, soit par les plantes aquatiques supérieures. D'autre part, on ne devrait pas écarter la possibilité d'une dénitrification par des bactéries hétérotrophes dans les sédiments organiques du lac Boivin (Engler et Patrick, 1974; Terry et Nelson, 1975). Il nous est cependant impossible d'évaluer l'importance relative de ces deux mécanismes possibles.

. Silice

Pour chacune des années étudiées les apports en SiO_2 ont excédé les exports pendant la période de forte activité biologique: en 1975 cette réduction était de l'ordre de 109 kg SiO_2 /j (-49%), tandis qu'en 1976 elle se chiffrait à 124 kg SiO_2 /j (-15%).

. Sédiments en suspension

Le bilan des sédiments en suspension était négatif pour les deux années: en 1975, les apports ont excédé les exports d'environ 240 kg/j (-40%) alors qu'en 1976 cet écart fut de l'ordre de 503 kg/j (-16%). Signalons que ces pertes se sont surtout manifestées durant l'été et l'automne. Le lac se distingue donc nettement de la Réserve, cette dernière ayant montré un bilan positif des sédiments en suspension pour les deux années. Comme pour la Réserve, on a calculé la teneur en matière organique des sédiments en suspension, selon la relation 3.20, et ceci à l'entrée ainsi qu'à la sortie du lac. Pendant la période considérée en 1975, la teneur moyenne en matière organique a augmenté de 0.22 (l'entrée) à 0.32 (la sortie); pour la période comparable en 1976 une augmentation de 0.19 à 0.32 fut notée. Rappelons que la tendance inverse s'est manifestée dans la Réserve, soit une baisse de la teneur en matière organique des sédiments en suspension. Le lac Boivin semble donc agir à la fois comme *piège* efficace pour les sédiments fluviaux qui arrivent de l'amont, et comme *source* de matière organique particulaire (ex.: phytoplancton; détritus végétal provenant des macrophytes).

Considérons maintenant les paramètres du groupe B', c'est-à-dire ceux qui se comportent de manière différente en 1975 et 1976. Contrairement à ce qui s'est produit dans le cas de la Réserve, où il n'y avait que 2 paramètres appartenant à cette classe (P-particulaire; SiO_2), pour le lac Boivin on en trouve 7 sur 11 paramètres. Les différences entre les années 1975 et 1976

étant surtout de nature hydrologique, cette observation reflète une plus grande sensibilité du lac aux fluctuations hydrologiques comparativement à la Réserve.

. N-NH₄

En 1975 le lac Boivin a agit comme piège pour l'azote ammoniacal, la diminution entre l'entrée et la sortie se chiffrant à 2.1 kg N/j (-62%). Par contre, en 1976 la situation inverse s'est produite, les exports excédant les apports d'environ 2.3 kg N/j (+19%); le lac rejoint ainsi la Réserve, dont les bilans en N-NH₄ furent également négatifs. Ce comportement de l'azote ammoniacal s'oppose à celui de l'autre forme d'azote inorganique, les nitrates. Globalement le bilan en N-inorganique pour le lac Boivin s'avère négatif pour les deux années, mais les deux formes inorganiques de l'azote se comportent différemment.

Selon le cycle de l'azote en milieu aquatique, le bilan en N-NH₄ pour un plan d'eau donné dépendra de l'importance relative des réactions suivantes:

assimilation: NH₄ → N-organique particulaire
(algues; bactéries; macrophytes)
nitrification: NH₄ → NO₂ → NO₃
ammonification: N-organique → NH₄
(bactéries; zooplancton)

Comme explication possible du comportement différent de l'azote ammoniacal en 1975 et 1976, signalons que les apports en nitrates étaient beaucoup plus élevée en 1976 que pendant l'été précédent. Cette plus grande disponibilité des nitrates aurait pu supprimer l'assimilation et/ou la nitrification de l'azote ammoniacal. L'ammonification aurait donc pris une importance relative accrue, conduisant à un bilan positif pour le N-NH₄.

. P-inorganique soluble; P-total soluble

En 1975 il s'est produit une diminution régulière de la charge en phosphore soluble lors du passage de l'eau de la rivière à travers le lac Boivin; en considérant la période de forte activité biologique, on peut calculer des réductions d'environ 1.0 kg P-inorganique/j (-21%) et de 0.6 kg P-total/j (-14 %). Pendant la période comparable en 1976, cependant, le bilan en P-total soluble s'avère à peu près équilibré (-0.05 kg P/j) et celui en P-inorganique montre une augmentation de 3.2 kg P/j (+ 23%). Cette dernière tendance s'est surtout manifestée durant les 3 derniers mois, c'est-à-dire du 23 juillet au 26 octobre.

Le comportement différent du phosphore soluble dans le lac Boivin pendant les deux années étudiées s'explique probablement en fonction des apports hydriques que le lac recevait. Selon Kirchner et Dillon (1976) la capacité d'un lac pour capter le phosphore diminue à mesure que les apports hydriques spécifiques ($q_s = \frac{m^3 an^{-1}}{m^2} = m an^{-1}$) augmentent. L'année 1976 ayant été plus pluvieuse que l'année précédente, on s'attendrait à ce que la rétention du phosphore dans le lac diminue en 1976 par rapport à celle notée en 1975 (pour le calcul détaillé du coefficient de rétention pour le phosphore, R_p , voir la section 3.4.).

. C-particulaire, N-particulaire, P-particulaire, chlorophylle-a

Le comportement semblable de ces quatre paramètres suggère leur regroupement; comme le montre l'examen du Tableau 3.3.11, le bilan massique de chacun s'est avéré à peu près équilibré en 1975, sauf peut-être celui du P-particulaire (- 0.8 kg P/j; - 23%). En 1976, par contre, ils montrent tous des bilans nettement positifs: C-particulaire, + 36%; N-particulaire, + 48%; P-particulaire, + 25%; chlorophylle-a, + 83%. Il est clair que pendant cette période le lac agit comme source importante de matière organique particulaire. Lorsqu'exprimé sur une base atomique, le rapport des augmentations en C-, N- et P-particulaire s'établit à 25: 6: 1, ce qui s'approche du rapport de ces

éléments dans la matière organique provenant du phytoplancton (: : 1;). La hausse de la production primaire en 1976 s'expliquerait par l'augmentation des apports en azote inorganique, et surtout en N-NO₃, qui dépassaient de beaucoup les apports mesurés en 1975 (Tableaux 3.3.9 et 3.3.10).

L'augmentation de la charge en chlorophylle-a lors du passage de l'eau de la rivière à travers le lac (+ 2.8 kg/j) s'accompagne d'une augmentation appréciable de la charge en phaeopigments (1.4 kg/j; + 82%). Le lac se distingue ainsi de la Réserve, où la charge en phaeopigments a diminué pendant que celle en chlorophylle-a a augmenté. Le pourcentage de dégradation des pigments chlorophylliens, défini selon la relation 3.21, est demeuré sensiblement inchangé entre l'entrée et la sortie du lac (~ 50%). En supposant une teneur en chlorophylle-a de 2% chez le phytoplancton, comme nous l'avons déjà fait dans le cas de la Réserve, et en évaluant la superficie moyenne du lac à 2.91 x 10⁶m² durant la période du 12 avril au 15 octobre, on peut évaluer la production *nette* de phytoplancton.

$$\begin{aligned}
 \text{production} & \\
 \text{primaire} & = \frac{2.76 \times 1000}{0.02 \times 2.91 \times 10^6} \\
 \text{nette} & \\
 & = 0.047 \text{ kg matière organique m}^{-2}\text{j}^{-1} \\
 & = 19 \text{ mg C m}^{-2}\text{j}^{-1}
 \end{aligned}$$

Le fait que les charges en chlorophylle-a, en C-particulaire, en N-particulaire et en P-particulaire augmentent dans le lac Boivin *sans* que le pourcentage de dégradation des pigments chlorophylliens ou le rapport {C-particulaire/N-particulaire} change, suggère que le phytoplancton produit dans le lac meurt, en grande partie, avant d'être évacué, de sorte que la *quantité* de matière organique particulaire augmente mais sa *nature globale* change peu.

Dans le dernier groupe de paramètres, C', on trouve ceux dont les bilans massiques ne sont pas significativement différents de zéro: C-organique soluble, C-inorganique. Notons que un comportement semblable s'est manifesté pour ces deux paramètres dans la Réserve; les bilans entrée-sortie y étaient à peu près équilibrés, tout comme pour le lac Boivin.

SITE 1: BILAN EN ELEMENTS NUTRITIFS - RESUME

Evolution temporelle des concentrations (entrée/sortie)

- . Les concentrations à l'entrée commune des deux plans d'eau sont beaucoup plus variables que celles aux sorties. Il s'agit vraisemblablement de l'effet tampon des masses d'eau stockées.
- . Le comportement du lac Boivin s'approche de celui d'un réacteur tubulaire (Figure 3.3.1) tandis que l'évolution de la Réserve ressemble la plupart du temps à celle prédite pour un réacteur continu agité.
- . La plupart des paramètres démontrent un cycle annuel reproductible (1975 et 1976) lié à l'activité biologique:

N-NO₂₋₃

N-NH₄

SiO₂

maximum en hiver;

minimum en été

N-organique soluble

C-particulaire

N-particulaire

P-particulaire

chlorophylle-a

phaeopigments

maximum en été;

minimum en hiver

- . Le P-soluble ne montre pas de telle tendance, et se différencie ainsi des autres formes inorganiques des éléments nutritifs.

RESUME - SUITE

. Relations concentration vs débit:

<u>paramètre</u>	<u>relation</u>	<u>explication</u>
P-soluble	Q ↑ [] ↓	dilution d'apports ponctuels par des eaux de ruissellement moins chargées
N-NO ₂₋₃ SiO ₂	Q ↑ [] ↓	apports diffus amenés par les eaux de ruissellement ou par les eaux souterraines

Débits massiques - Réserve

- Le bilan entrée-sortie pour la conductivité boucle à < 1% près en 1975, à ~ 3% en 1976; celui pour les chlorures boucle à < 1% en 1976.
- La Réserve se montre relativement peu sensible aux différences hydrologiques (1975 vs 1976): 9 paramètres sur 11 se comportent de façon semblable les deux années.

N-NO ₂₋₃	(↓↓)	N-NH ₄	(↑↑)
N-particulaire	(↓↓)	sédiments en suspension	(↑↑)
P-inorganique	(↓↓)	chlorophylle-a	(↑↑)
P-soluble	(↓↓)		
C-organique soluble	(~ ~)		
C-particulaire	(~ ~)		

Seuls la silice (~ ↓) et le P-particulaire (↓ ~) se comportent de façon différente les deux années.

- La Réserve agit comme lieu de plusieurs processus

minéralisation	:	N-organique → N-NH ₄
sédimentation	:	N-particulaire ↓ P-particulaire ↓
érosion	:	sédiments inorganiques en suspension ↑

production primaire: phytoplancton ↑

- Que le bilan pour la matière organique (C-organique soluble, N-organique soluble, C-particulaire) soit équilibré implique que la production primaire nette dans la Réserve est compensée par une respiration et/ou une sédimentation de la matière organique allochthone qui entre dans la Réserve à partir de la rivière Yamaska Nord.
- Le rapport {apports en N-inorganique / apports en P-soluble} passe de 6.2 en 1975 à 11.8 en 1976. Les apports d'éléments nutritifs en 1975 étant alors enrichis en phosphore par rapport à l'azote, il s'ensuit que ce dernier était le facteur chimique le plus susceptible de limiter la croissance du phytoplancton dans la Réserve. En 1976, le rapport {N/P} se trouvant dans la zone équivoque (11 - 22 selon Chiaudani et Vighi (1974)), on ne peut identifier lequel, de l'azote ou du phosphore, était le facteur chimique limitant.

Débits massiques - lac Boivin

- Le bilan entrée-sortie pour la conductivité boucle à < 1% près en 1975, à ~ 2% en 1976; celui pour les chlorures boucle à ~ 1% en 1976.
- Sur une base annuelle (27 octobre 1975 → 26 octobre 1976) on distingue deux groupes de paramètres: ceux dont le bilan massique annuel est négatif (N-NO₂₋₃, N-inorganique), et ceux dont le bilan se montre positif (C-particulaire, N-particulaire, chlorophylle-a, phaeopigments). Il s'agit vraisemblablement des effets globaux de la production primaire autochthone, avec la transformation concomitante des éléments nutritifs (formes inorganiques solubles → formes organiques particulières).

- . La comparaison du comportement du lac pendant les deux périodes de forte activité biologique (1/5/75 → 15/10/75; 12/4/76 → 15/10/76) met en évidence la grande sensibilité du lac aux fluctuations hydrologiques. En effet, seulement 4 paramètres sur 11 se comportent de façon semblable les deux années:

N-NO₂₋₃ (↓↓)

SiO₂ (↓↓)

sédiments en suspension (↓↓)

C-organique (~ ~)

- . En 1976, sous l'influence surtout d'apports accrus en N-NO₂₋₃, le lac a agit comme un exportateur important de matière organique particulaire. Le fait que les charges en chlorophylle-a, en C-particulaire, en N-particulaire et en P-particulaire augmentent, sans que le % de dégradation des pigments chlorophylliens ou le rapport {C-particulaire / N-particulaire} change, suggère que la majorité du phytoplancton produit dans le lac meurt avant d'être évacuée, de sorte que la quantité de matière organique particulaire augmente mais sa nature globale ne change que peu.
- . En comparant le comportement du lac à celui de la Réserve, en se limitant à des périodes de pompage actif dans la Réserve (15/5/75 → 4/11/75; 8/7/76 → 26/10/76), on peut identifier deux paramètres qui se comportent de manière constante les deux années: N-NO₂₋₃ (bilan négatif dans le lac et la Réserve, aussi bien en 1975 qu'en 1976), sédiments en suspension (comportement différent dans le lac (↓) et dans la Réserve (↑), en 1976 tout comme en 1975).

TABLEAU 3.3.1: LAC BOIVIN/RESERVE DE GRANBY (1975): CONCENTRATIONS SAISONNIERES MOYENNES EN DIVERSES SUBSTANCES NUTRITIVES (C, N, P, Si) A L'ENTREE COMMUNE (STATION 105) ET AUX SORTIES (STATIONS 210, 403).

PARAMETRE	CONCENTRATION MOYENNE ¹											
	HIVER ²			PRINTEMPS			ETE			AUTOMNE		
	105 ³	210	403	105	210	403	105	210	403	105	210	403
P-soluble	0.31 (.18)	0.18 (.11)	0.46 (.26)	0.085 (.052)	0.065 (.033)	— ⁴	0.10 (.049)	0.11 (.046)	0.15 (.013)	0.059 (.022)	0.042 (.010)	0.055 (.010)
P-particulaire	0.033 (.012)	0.030 (.015)	0.037 (.017)	0.040 (.019)	0.032 (.013)	—	0.10 (.037)	0.055 (.017)	0.057 (.028)	0.048 (.034)	0.029 (.022)	0.064 (.024)
N-NH ₄	0.43 (.15)	0.43 (.21)	0.23 (.04)	0.071 (.094)	0.088 (.095)	—	0.050 (.064)	0.019 (.026)	0.055 (.044)	0.035 (.036)	0.018 (.021)	0.051 (.028)
N-NO ₂₋₃	0.57 (.040)	0.52 (.057)	0.53 (.078)	0.26 (.17)	0.29 (.21)	—	0.092 (.11)	0.019 (.037)	0.077 (.093)	0.31 (.14)	0.13 (.15)	0.23 (.084)
N-organique	0.32 (.11)	0.25 (.093)	0.24 (.082)	0.25 (.070)	0.23 (.046)	—	0.51 (.17)	0.56 (.14)	0.46 (.17)	0.45 (.072)	0.47 (.089)	0.44 (.058)
N-particulaire	0.021 (.010)	0.014 (.004)	0.018 (.012)	0.091 (.070)	0.067 (.068)	—	0.24 (.075)	0.17 (.041)	0.22 (.20)	0.15 (.091)	0.15 (.095)	0.22 (.13)
C-organique soluble	13.1 (7.3)	16.3 (9.8)	16.0 (12.9)	6.5 (2.9)	7.0 (3.2)	—	10.3 (3.7)	10.0 (3.5)	8.5 (3.6)	8.7 (1.4)	8.7 (1.3)	8.9 (1.8)
C-particulaire	0.36 (.14)	0.36 (.14)	0.31 (.12)	0.68 (.31)	0.54 (.25)	—	1.1 (.32)	0.72 (.16)	1.3 (1.2)	0.70 (.28)	0.69 (.37)	1.2 (.56)
SiO ₂ -totale	6.8 (.36)	6.8 (.68)	5.7 (.59)	2.7 (2.1)	3.3 (2.2)	—	2.0 (1.1)	0.93 (.72)	1.8 (.64)	3.9 (1.6)	2.1 (1.6)	3.8 (.45)

¹ Concentrations moyennes exprimées en mg P/l, mg N/l, mg C/l ou mg SiO₂/l; l'écart-type figure entre parenthèses.

² Hiver = 21/01 → 28/02; printemps = 01/03 → 31/05; été = 01/06 → 31/08; automne = 01/09 → 08/12.

³ Pour la localisation des stations d'échantillonnage 105, 210 et 403, voir la Figure 2.2.2.

⁴ Données non disponibles.

TABLEAU 3.3.2: LAC BOIVIN/RESERVE DE GRANBY (1976): CONCENTRATIONS SAISONNIERES MOYENNES EN DIVERSES SUBSTANCES NUTRITIVES (C, N, P, Si) A L'ENTREE COMMUNE (STATION 105) ET AUX SORTIES (STATIONS 210, 403).

PARAMETRE	CONCENTRATION MOYENNE ¹											
	HIVER ²			PRINTEMPS			ETE			AUTOMNE		
	105 ³	210	403	105	210	403	105	210	403	105	210	403
P-soluble	0.11 (.079)	0.13 (.062)	— ⁴	0.039 (.011)	0.039 (.014)	—	0.060 (.042)	0.052 (.016)	0.038 (.010)	0.058 (.026)	0.067 (.051)	0.043 (.022)
P-particulaire	0.033 (.013)	0.026 (.009)	—	0.032 (.011)	0.039 (.021)	—	0.055 (.017)	0.060 (.012)	0.032 (.004)	0.049 (.018)	0.046 (.017)	0.052 (.008)
N-NH ₄	0.20 (.092)	0.20 (.11)	—	0.063 (.045)	0.066 (.060)	—	0.042 (.029)	0.043 (.035)	0.040 (.032)	0.041 (.019)	0.042 (.023)	0.062 (.027)
N-NO ₂₋₃	0.55 (.11)	0.54 (.16)	—	0.31 (.19)	0.30 (.20)	—	0.27 (.24)	0.056 (.057)	0.052 (.041)	0.22 (.090)	0.12 (.087)	0.13 (.065)
N-organique ⁵	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
N-particulaire	0.029 (.009)	0.033 (.016)	—	0.091 (.066)	0.11 (.088)	—	0.148 (.093)	0.20 (.11)	0.11 (.061)	0.142 (.084)	0.19 (.12)	0.16 (.049)
C-organique soluble	—	—	—	5.9 (1.5)	6.0 (2.0)	—	10.4 (2.5)	11.0 (3.7)	10.4 (4.2)	10.7 (3.0)	11.5 (2.2)	10.3 (3.1)
C-particulaire	0.22 (.11)	0.20 (.14)	—	0.54 (.23)	0.64 (.41)	—	1.01 (.54)	1.2 (.51)	0.72 (.36)	0.75 (.49)	0.84 (.51)	0.91 (.32)
SiO ₂ -totale	5.7 (.64)	5.7 (.64)	—	2.9 (1.5)	2.6 (1.6)	—	3.0 (1.2)	2.0 (1.1)	2.7 (.46)	3.3 (.085)	2.6 (.97)	1.8 (.59)

¹ Concentrations moyennes exprimées en mg P/l, mg N/l, mg C/l ou mg SiO /l; l'écart-type figure entre parenthèses.

² Hiver = 06/01 → 28/02; Printemps = 01/03 → 31/05; été = 01/06 → 31/08; automne = 01/09 → 26/10.

³ Pour la localisation des stations d'échantillonnage 105, 210 et 403, voir la Figure 2.2.2.

⁴ Données non disponibles.

⁵ Valeurs rejetées compte-tenu de problèmes analytiques.

TABLEAU 3.3.3 : BILANS MASSIQUES (ENTREE - SORTIE) DE LA RESERVE POUR LA PERIODE DE POMPAGE EN 1975 (16 MAI - 4 NOVEMBRE, 173 J).

Paramètre	Masse initiale (kg)	Apports (kg)	Masse finale (kg)	Exports (kg)	Ecart ¹	
					(kg)	(%)
C-organique	7,680	58,600	11,100	48,300	- 6,880	- 10
C-inorganique	6,940	55,000	7,590	51,000	- 3,350	- 5
N-NH ₄	13.3	262	34.1	283	+ 42	+ 15
N-organique	223	2,900	505	2,420	- 198	- 6
N-NO ₃	428	995	301	820	- 302	- 30
N-NO ₂	6.7	59.6	21.6	50.1	+ 5.4	+ 8
N-inorganique	448	1,320	357	1,155	- 256	- 14
P-inorganique	70.7	438	46.6	362	- 101	- 20
P-total	72.3	475	61.6	380	- 106	- 19
SiO ₂	4,660	15,400	4,720	154,000	- 60	0
C-particulaire	1,180	5,680	551	6,800	+ 491	+ 7
N-particulaire	289	1,195	92.9	1,210	- 181	- 12
P-particulaire	56.9	462	40.1	333	- 146	- 28
Chlorophylle-a totale	15.1	70.9	5.2	90.8	+ 10	+ 12
Sédiments en suspension	20,000	80,000	21,700	117,000	+38,700	+ 39
Conductivité ²	160	1,139	202	1,085	- 11.7	< 1

¹ Seuls les écarts indiqués en italique sont considérés significativement différents de zéro.

² Pour la conductivité, les unités sont des $\mu\text{mhos} \cdot \text{m}^2 \cdot 10^8$.

TABLEAU 3.3.4 : BILANS MASSIQUES (ENTREE-SORTIE) DE LA RESERVE POUR LA PERIODE DE POMPAGE EN 1976 (8 JUILLET - 26 OCTOBRE, 111 J).

Paramètre	Masse initiale (kg)	Apports (kg)	Masse finale (kg)	Exports (kg)	Ecart ¹	
					(kg)	(%)
C-organique	5,380	43,400	9,180	39,800	+ 200	< 1
C-inorganique	8,540	32,000	8,040	33,200	+ 700	+ 2
N-NH ₄	76.0	153	70.0	193	+ 34	+ 15
N-NO ₂₋₃	23.4	982	218	346	- 441	- 44
N-inorganique	99.4	1,135	288	539	- 407	- 33
P-inorganique	9.4	168	21.8	122	- 34	- 19
P-total	9.4	212	42.5	156	- 23	- 10
SiO ₂	1,170	13,100	1,660	8,460	- 4,150	- 29
C-particulaire	1,100	3,255	631	3,220	+ 504	- 12
N-particulaire	246	569	172	513	- 130	- 16
P-particulaire	29.2	192	57.4	164	+ 0.2	< 1
Chlorophylle-a totale	15.2	43.6	17.2	62.3	+ 20.7	+ 35
Phaeopigments	6.2	20.8	3.8	12.7	- 10.5	- 39
Sédiments en suspension	3,980	43,400	16,600	46,900	+ 16,100	+ 34
Conductivité ²	198	472	147	502	- 21	- 3
Chlorure	17,400	42,900	12,300	48,300	+ 300	< 1

¹ Seuls les écarts indiqués en italique sont considérés significativement différents de zéro.

² Pour la conductivité, les unités sont des $\mu\text{mhos} \cdot \text{m}^2 \cdot 10^8$.

TABLEAU 3.3.5: COMPARAISON DES BILANS MASSIQUES DE LA RESERVE POUR LES PERIODES ACTIVES EN 1975 ET 1976.

Paramètre	1975			1976		
	Apports (kg/j)	Δ^1 (kg/j)	%	Apports	Δ^1 (kg/j)	%
C-organique	338	- 39.8	-10	391	+ 1.8	~ 0
C-inorganique	318	- 19.4	- 5	289	+ 6.3	+ 2
N-NH ₄	1.51	+ 0.24	+15	1.38	+ 0.31	+15
N-organique	16.8	- 1.17	- 6	² —	—	—
N-NO ₂₋₃	6.10	- 1.72	-28	8.85	- 3.97	-44
N-inorganique	7.63	- 1.47	-14	10.2	- 3.67	-33
P-inorganique	2.53	- 0.58	-20	1.52	- 0.31	-19
P-total	2.74	- 0.61	-19	1.91	- 0.21	-10
SiO ₂	89	- 0.35	~ 0	118	- 37.4	-29
C-particulaire	32.8	+ 2.85	+ 7	29.4	- 4.54	-12
N-particulaire	6.91	- 1.07	-12	5.12	- 1.17	-16
P-particulaire	2.67	- 0.84	-28	1.73	0.00	~ 0
Chlorophylle-a totale	0.41	+ 0.057	+12	0.39	+ 0.186	+35
Phaeopigments	—	—	—	0.19	- 0.095	-39
Sédiments en suspension	462	+224	+39	391	+145	+34
Conductivité ³	6,580	- 68	~ 0	4,250	+189	- 3
Chlorure	—	—	—	387	+ 2.7	~ 0

$$^1 \Delta = \left[\begin{array}{l} \text{masse stockée} \\ \text{à la fin} \end{array} + \text{exports} - \begin{array}{l} \text{masse stockée} \\ \text{au début} \end{array} - \text{apports} \right] \div \text{nombre de jours de pompage}$$

² Données non disponibles.

³ Pour la conductivité, les unités sont des $\mu\text{mhos} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{j}^{-1} \cdot 10^8$.

TABLEAU 3.3.7: BILANS MASSIQUES (ENTREE-SORTIE) DU LAC BOIVIN POUR LA PERIODE DU 16 MAI AU 4 NOVEMBRE 1975 (173 J).

Paramètre	Masse initiale (kg)	Apports (kg)	Masse finale (kg)	Exports maximum (kg)	Ecart ¹	
					(kg)	(%)
C-organique	13,800	151,000	25,000	145,000	+ 5,200	+ 3
C-inorganique	14,400	103,000	12,000	89,700	- 15,700	- 13
N-NH ₄	19	578	0	206	- 391	- 65
N-organique	585	5,960	1,360	5,540	+ 355	+ 5
N-NO ₂₋₃	155	3,580	354	1,210	- 2,170	- 58
N-inorganique	174	4,160	354	1,416	- 2,560	- 59
P-inorganique	91	892	79	614	- 290	- 30
P-total	100	957	104	739	- 214	- 20
SiO ₂	1,680	55,600	8,650	24,300	- 24,300	- 42
C-particulaire	2,630	10,500	2,050	8,920	- 2,160	- 16
N-particulaire	532	2,100	466	1,910	- 256	- 10
P-particulaire	114	714	80	417	- 331	- 40
Chlorophylle-a totale	20	121	29	90	- 22	- 16
Sédiments en suspension	15,400	169,000	11,700	59,400	- 113,000	- 61
Conductivité ²	293	2,365	405	2,250	- 3	< 1

¹ Seuls les écarts indiqués en italique sont considérés significativement différents de zéro.

² Pour la conductivité, les unités sont des $\mu\text{mhos} \cdot \text{m}^2 \cdot 10^8$.

TABLEAU 3.3.8 : BILANS MASSIQUES (ENTREE-SORTIE) DU LAC BOIVIN POUR LA PERIODE DU 8 JUILLET
AU 26 OCTOBRE 1976 (111 J).

PARAMETRE	Masse initiale (kg)	Apports (kg)	Masse finale (kg)	Exports (kg)	Ecart ¹	
					(kg)	(%)
C-organique	27,500	333,000	23,200	401,000	+63,700	+18
C-inorganique	24,800	242,000	16,300	240,000	-10,500	- 4
N-NH ₄	66	1,350	83	1,880	+ 547	+39
N-NO ₂₋₃	140	9,320	580	3,720	- 5,160	-55
N-inorganique	206	10,670	663	5,600	- 4,610	-42
P-inorganique	158	1,610	141	2,260	+ 633	+36
P-total	188	1,980	193	2,210	+ 235	+11
SiO ₂	8,660	111,000	9,660	94,000	-16,000	-13
C-particulaire	7,170	23,600	1,300	30,200	+ 730	+ 2
N-particulaire	1,490	4,400	271	6,390	+ 771	+13
P-particulaire	233	1,520	110	1,620	- 23	- 1
Chlorophylle-a totale	108	295	36	618	+ 251	+62
Phaeopigments	57	144	15	314	+ 128	+64
Sédiments en suspension	21,500	369,000	27,100	225,000	-138,000	-35
Conductivité ²	385	3,602	293	3,606	- 88	- 2
Chlorure	31,400	323,000	26,200	331,000	+ 2,800	+ 1

¹ Seuls les écarts indiqués en italique sont considérés significativement différents de zéro.

² Pour la conductivité, les unités sont des $\mu\text{mhos} \cdot \text{m}^2 \cdot 10^8$.

TABLEAU 3.3.9: BILANS MASSIQUES (ENTREE-SORTIE) DU LAC BOIVIN POUR LA PERIODE DU 1 MAI AU 15 OCTOBRE 1975 (168 J).

Paramètre	Entrée		Sortie		Ecart ¹		
	kg	kg/j	kg	kg/j	kg	kg/j	%
C-organique	118,000	700	129,000	768	+11,500	+69	+ 10
C-inorganique	86,100	513	71,900	428	- 14,200	- 85	- 16
N-NH ₄	575	3.4	220	1.3	- 355	- 2.1	- 62
N-organique	4,110	24.5	4,100	24.4	- 9	- 0.1	< 1
N-NO ₃	2,900	17.3	1,280	7.6	- 1,620	- 9.7	- 44
N-NO ₂	130	0.8	95	0.6	- 35	- 0.2	- 27
N-inorganique	3,605	21.5	1,595	9.5	- 2,010	- 12.0	- 56
P-inorganique	778	4.63	611	3.63	- 167	- 0.99	- 21
P-total	765	4.55	658	3.91	- 107	- 0.64	- 14
SiO ₂	37,100	221	18,800	112	- 18,300	- 109	- 49
C-particulaire	9,020	53.7	7,670	45.6	- 1,360	- 8.1	- 15
N-particulaire	1,670	9.96	1,480	8.81	- 193	- 1.15	- 12
P-particulaire	577	3.43	446	2.65	- 131	- 0.78	- 23
Chlorophylle-a totale	87	0.52	81	0.48	- 5.8	- 0.03	- 7
Sédiments en suspension	10,100	601	60,700	361	- 40,300	- 240	- 40
Conductivité ²	1,850	11.0	1,650	9.8	- 203	- 1.2	- 11

¹ Seuls les écarts indiqués en italique sont considérés significativement différents de zéro.

² Pour la conductivité, les unités sont des $\mu\text{mhos} \cdot \text{m}^2 \cdot 10^8$.

TABLEAU 3.3.10: BILANS MASSIQUES (ENTREE-SORTIE) DU LAC BOIVIN POUR
LA PERIODE DU 12 AVRIL AU 15 OCTOBRE 1976 (187 J).

Paramètre	Entrée		Sortie		Ecart ¹		
	kg	kg/j	kg	kg/j	kg	kg/j	%
C-organique	531,000	2,840	608,000	3,250	+ 76,800	+ 410	+14
C-inorganique	399,000	2,130	396,000	2,120	- 2,680	- 14	- 1
N-NH ₄	2,270	12.1	2,690	14.4	+ 420	+ 2.25	+19
N-NO ₂₋₃	14,600	78.1	7,310	39.1	- 7,290	- 39.0	-50
N-inorganique	16,870	90.2	10,000	53.5	- 6,870	- 36.7	-41
P-inorganique	2,600	13.9	3,190	17.1	+ 590	+ 3.16	+23
P-total	3,280	17.5	3,270	17.5	- 10	- 0.05	~0
SiO ₂	158,000	847	135,000	723	- 23,200	-124	-15
C-particulaire	47,600 43,800	255 234	63,400 60,600	342 324	+163,000	+ 87.2	+36
N-particulaire	7,920 8,710	42.3 46.6	12,700 11,900	67.7 63.5	+ 3,990	+ 21.3	+48
P-particulaire	2,620 2,570	14.0 13.8	3,260 3,210	17.4 17.2	+ 640	+ 3.42	+25
Chlorophylle-a totale	608 631	3.25 3.37	1,070 1,200	5.74 6.41	+ 516	+ 2.76	+83
Phaeopigments	307 316	1.64 1.69	527 604	2.82 3.23	+ 254	+ 1.36	+82
Sédiments en suspension	589,000 586,000	3,150 3,130	497,000 490,000	2,660 2,620	- 94,000	-503	-16
Conductivité ²	6,810	36.4	7,120	38.1	+ 310	+ 1.66	+ 5
Chlorure	667,000	3,570	710,000	3,800	+ 43,000	+230	+ 6

¹ Seuls les écarts indiqués en italique sont considérés significativement différents de zéro.

² Pour la conductivité, les unités sont des $\mu\text{mhos} \cdot \text{m}^2 \cdot 10^8$.

TABLEAU 3.3.11: COMPARAISON DES BILANS MASSIQUES DU LAC BOIVIN POUR
LES PERIODES DE FORTE ACTIVITE BIOLOGIQUE EN 1975 ET 1976.

Paramètre	1/5 → 15/10/75 (168 j)			12/4 → 15/10/76 (187 j)		
	Apports (kg/j)	Δ^1 (kg/j)	%	Apports (kg/j)	Δ^1 (kg/j)	%
C-organique	700	+ 69	+ 10	2,840	+ 410	+ 14
C-inorganique	513	- 85	- 16	2,130	- 14	- 1
N-NH ₄	3.4	- 2.1	- 62	12.1	+ 2.3	+ 19
N-NO ₂₋₃	18.1	- 9.9	- 55	78.1	- 39.0	- 50
N-inorganique	21.5	- 12.0	- 56	90.2	- 36.7	- 41
N-organique	24.5	- 0.1	< 1	— ²	—	—
P-inorganique	4.63	- 0.99	- 21	13.9	+ 3.16	+ 23
P-total	4.55	- 0.64	- 14	17.5	- 0.05	~ 0
SiO ₂	221	- 109	- 49	847	- 124	- 15
C-particulaire	53.7	- 8.1	- 15	245	+ 87.2	+ 36
N-particulaire	9.96	- 1.15	- 12	44.4	+ 21.3	+ 48
P-particulaire	3.43	- 0.78	- 23	13.9	+ 21.3	+ 25
Chlorophylle-a totale	0.52	- 0.03	- 7	3.31	+ 2.76	+ 83
Phaeopigments	—	—	—	1.67	+ 1.36	+ 82
Sédiments en suspension	601	- 240	- 40	3,320	- 503	- 16
Conductivité ³	11.1	- 1.2	- 11	36.4	+ 1.7	+ 5
Chlorure	—	—	—	3,570	+ 230	+ 6

¹ $\Delta = [\text{exports} - \text{apports}] \div \text{nombre de jours.}$

² Données non disponibles.

³ Pour la conductivité, les unités sont des $\mu\text{mhos m}^2 \cdot \text{j}^{-1} \cdot 10^8.$

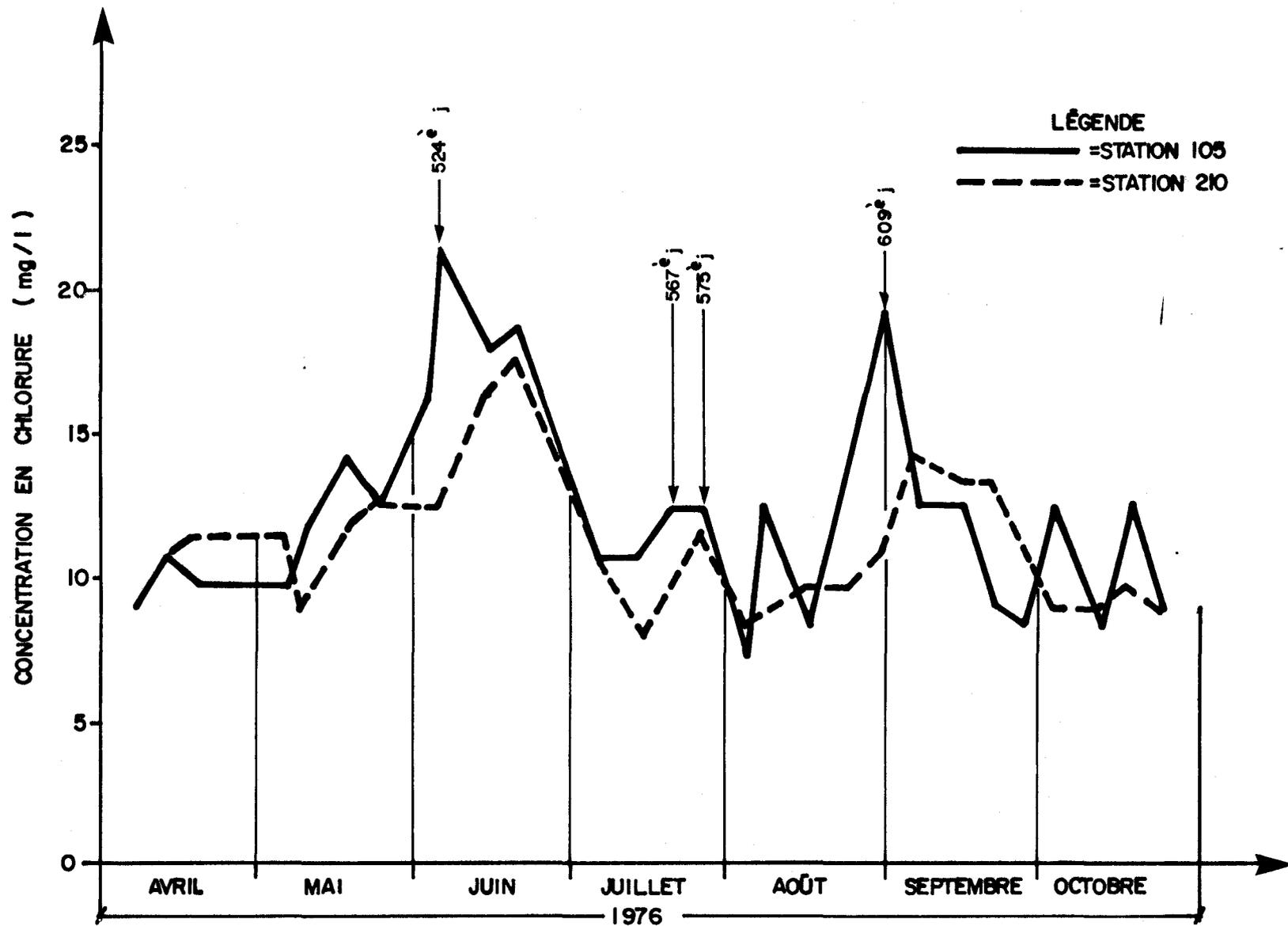


Figure 3.3.1. Évolution temporelle des concentrations en chlorure ; d'avril à octobre 1976, aux stations à l'entrée (105) et à la sortie (210) du lac Boivin .

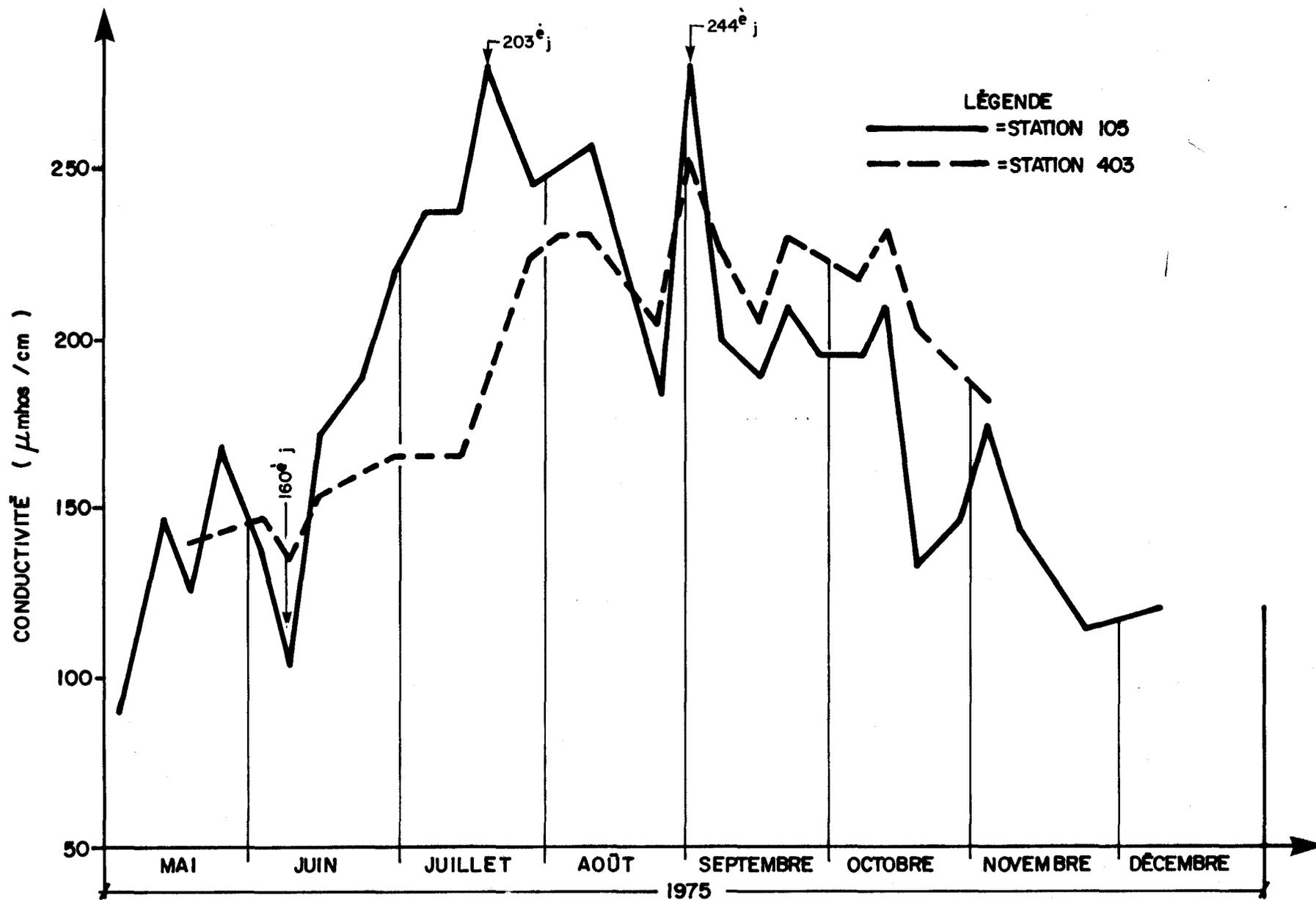


Figure 3.3.2. Évolution temporelle de la conductivité, de mai à novembre 1975 aux stations à l'entrée (105) et à la sortie (403) de la Réserve.