

MARTIN BOUCHARD VALENTINE

**FLORAISONS DE CYANOBACTÉRIES AU LAC
SAINT-AUGUSTIN : DYNAMIQUE À COURT
TERME ET STRATIFICATION**

Mémoire présenté
à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval
dans le cadre du programme de maîtrise en biologie
pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc.)

FACULTÉ DES SCIENCES ET DE GÉNIE
UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

AOÛT 2004

Résumé

Traditionnellement, les études portant sur les lacs sont basées sur des données obtenues à une fréquence mensuelle ou bimensuelle en assumant une certaine homogénéité des caractéristiques limnologiques dans le temps. Cependant, certaines études ont montré qu'à l'échelle de quelques jours, des changements importants peuvent survenir dans un lac. L'un des objectifs du mémoire était donc d'évaluer la dynamique à court terme d'un lac de dimension modeste avec une fréquence d'échantillonnage élevée (2 fois par semaine) combiné à des données obtenues en continu. À cette fin, le lac Saint-Augustin, un lac eutrophe de 0,5 km² et d'une profondeur moyenne de 3 m situé sur le territoire de la ville de Québec, a été sélectionné. Les résultats indiquent que les conditions météorologiques 24h à 48h précédant l'échantillonnage ont un grand impact sur la stabilité thermique de la colonne d'eau et que celle-ci, à son tour, provoque des effets sur plusieurs paramètres.

Un deuxième volet du mémoire avait comme objectif de déterminer la cause de la floraison de cyanobactérie qui est survenue au cours de l'été 2002. Les floraisons de cyanobactéries sont un des symptômes les plus dramatiques de l'eutrophisation des lacs. Les résultats indiquent que les conditions météorologiques affectent en très peu de temps (24h) la stabilité thermique du lac et que la présence d'une séquence de conditions de mélange suivie d'une période de stratification a été vraisemblablement la cause de la floraison de l'été 2002, alors que l'absence de cette séquence à l'été 2003 a résulté en une absence de floraison.

Cette étude souligne l'importance à accorder aux stratégies d'échantillonnage pour tenir compte de la dynamique à court terme et ainsi obtenir un portrait plus juste d'un lac. Elle montre aussi qu'avec le réchauffement climatique et l'augmentation de la fréquence de périodes de stratification dans les lacs qui lui est potentiellement associé, il est à anticiper que les épisodes de floraisons de cyanobactéries seront plus fréquents. Ceci est particulièrement vrai pour les lacs eutrophes, déjà prédisposés aux floraisons de cyanobactéries, ce qui plaide en faveur du contrôle de l'eutrophisation des lacs dès maintenant.

Abstract

Traditionally lake studies use data obtained biweekly or monthly assuming a certain homogeneity of parameters in time. However several studies have showed that at daily scale major changes can occur. One of the main goal of this thesis was to evaluate short-term dynamics in a small lake with a high sampling frequency (twice a week) in combination with continuous data. Saint-Augustin lake, a eutrophic lake of 0,5 km² and 3 m mean depth, has been chosen. Results show that the weather conditions 24h to 48h prior to the sampling date had great impact on the water column thermal stability that in turn affects several limnological parameters.

A second aspect of the thesis was to understand the causes underlying the cyanobacterial blooms that occurred in summer 2002. Cyanobacterial blooms are one of the most striking symptoms of eutrophied lakes. Results show that weather conditions alter very quickly (24h) the thermal stability of the water column. It appears that mixing conditions immediately followed by thermal stratification are likely to be responsible for the summer 2002 blooms, and the absence of this chain of events in summer 2003 is linked with the absence of cyanobacterial bloom that year.

This study stresses the importance in choosing the correct sampling strategies in order to take into account the short term dynamics and thus getting a better picture of the lake. It also shows that with global warming and enhancement of period of thermal stratification that is likely to follow, cyanobacterial blooms should be more frequent. This is particularly true for eutrophic lakes already sensitive to blooms. To limit the impact of global warming on lakes, a better control of eutrophication is needed.

Avant-Propos

Ce travail qui a occupé mon temps et mes pensées depuis les deux dernières années n'aurait pu arriver à son terme sans la contribution de plusieurs personnes que je voudrais remercier maintenant.

Dans un premier temps, je voudrais remercier mon directeur, M. Warwick F. Vincent, de m'avoir permis de construire ce projet et de m'avoir supporter tout au long de mon cheminement. Sa grande rigueur scientifique et son indéfectible passion pour la science ont été une inspiration pour moi. Je remercie les membres de mon comité, M. Reinhard Pienitz et Mme Isabelle Laurion pour leur participation à ce mémoire et pour leurs conseils qui ont toujours été pertinents. Les membres de laboratoire du prof. Vincent ont fait parti de ma vie d'étudiant et de scientifique au cours des dernières années et je ne pourrais passer sous silence leur contribution à ce mémoire par les multiples détails, nombreuses questions qu'ils ont toujours su répondre avec enthousiasme et diligence. Cette équipe était composée de : Christine Barnard, Sylvia Bonilla, Marie-Ève Garneau, Christine Martineau, Marie-Josée Martineau, Derek Mueller, Milla Rautio, Leira Retamal, Sébastien Roy et Patrick Van Hove. Je veux exprimer un remerciement spécial à Sylvia Bonilla pour les nombreuses heures qu'elle m'a accordées lors de l'identification du phytoplancton. Du vrai travail de moine!

Une grande partie de mes remerciements est dirigée vers Karine Roberge, qui a cheminé à la maîtrise en même temps que moi en travaillant elle aussi au lac Saint-Augustin et qui a été mon assistante de terrain et de labo pendant les deux étés d'échantillonnage. Elle a joué un rôle essentiel sur le terrain et pour cela, je la remercie mille fois.

J'aimerais mentionner le support logistique que m'ont offert différentes personnes ou organismes : Sylvain Arseneault d'*EXXEP Environnement*, les résidents du lac qui m'ont permis d'utiliser leur terrain et embarcation : Nathalie Giroux & Charles Vézina de même que Micheline Blouin & Michel Leclerc, le Centre d'Études Nordiques et le comité de bassin du lac Saint-Augustin.

Je v/eux aussi remercier mes amis et ma famille pour m’ avoir encouragé lorsque les choses ne fonctionnaient pas à la hauteur de mes attentes et avoir partager mon enthousiasme lorsque tout allait bien. Bref, d’ avoir été là pour me supporter.

Enfin, ce travail a été rendu possible grâce au support financier du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) qui m’ a octroyé une bourse de recherche me permettant de me concentrer pleinement à la réussite de ce mémoire.

Table des matières

INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
MISE EN CONTEXTE	1
EUTROPHISATION DES LACS	2
CYANOBACTÉRIES DANS LES LACS	3
CROISSANCE D'UNE POPULATION DE CYANOBACTÉRIES	5
1. TEMPÉRATURE DE L'EAU	5
2. LUMIÈRE	6
3. ABONDANCE D'AZOTE ET DE PHOSPHORE	6
4. RAPPORT AZOTE TOTAL /PHOSPHORE TOTAL (NT :PT)	6
5. pH ET CARBONE INORGANIQUE DISSOUS (CID)	6
6. FIXATION DU DIAZOTE ET PRISE D'AMMONIUM (NH ₄ ⁺)	7
7. RÉSERVE DE PHOSPHORE	7
8. BROUTAGE PAR LE ZOOPLANCTON	7
9. CONTRÔLE DE LA POSITION DANS LA COLONNE D'EAU	8
STRATIFICATION THERMIQUE ET MÉLANGE	8
SITE D'ÉTUDE	9
OBJECTIFS DE L'ÉTUDE	10
HYPOTHÈSES	11
MÉTHODE	13
PLAN DU MÉMOIRE	13
CHAPITRE 1	
DYNAMIQUE LIMNOLOGIQUE À COURT TERME D'UN LAC EUTROPHE : IMPLICATIONS POUR LES FLORAISONS ALGALES ET LE MONITORAGE DE LA QUALITÉ DE L'EAU.	14
RÉSUMÉ	14
INTRODUCTION	15
MÉTHODOLOGIE	18
SITE D'ÉTUDE ET D'ÉCHANTILLONNAGE	18
PHYSICO-CHIMIE	19
TRANSPARENCE ET ÉCLAIREMENT	22
MESURE DE TEMPÉRATURE	23
ÉLÉMENTS NUTRITIFS	23
CHLOROPHYLLE <i>A</i>	24
MÉTÉOROLOGIE	25
ANALYSES STATISTIQUES	26
RÉSULTATS	27
CARACTÉRISTIQUES TROPHIQUES	27
CYCLES DE STRATIFICATION ET DE MÉLANGE	27
DYNAMIQUE DE LA CHLOROPHYLLE <i>A</i>	29
PROPRIÉTÉS OPTIQUES	34
DYNAMIQUE DES ÉLÉMENTS NUTRITIFS	34
DYNAMIQUE DE L'OXYGÈNE	40
CONDUCTIVITÉ	44
HÉTÉROGÉNÉITÉ SPATIALE	46
DISCUSSION	51

ÉTAT TROPHIQUE DU LAC	51
CHANGEMENTS À COURT TERME	52
RÉPONSES DIFFÉRENTIELLES DE L'ÉPILIMNION ET DE L'HYPOLIMNION	57
HÉTÉROGÉNÉITÉ SPATIALE	62
DYNAMIQUE PRÉCÉDANT LA FLORAISON	64
CONCLUSIONS	65
CHAPITRE 2	
FLORAISONS DE CYANOBACTÉRIES AU LAC SAINT-AUGUSTIN EN RELATION AVEC LA STRATIFICATION THERMIQUE	67
RÉSUMÉ	67
INTRODUCTION	68
MÉTHODOLOGIE	73
SITE D'ÉTUDE ET D'ÉCHANTILLONNAGE	73
PHYSICO-CHIMIE	75
TRANSPARENCE ET ÉCLAIREMENT	75
MESURE DE TEMPÉRATURE	75
ÉLÉMENTS NUTRITIFS	76
CHLOROPHYLLE <i>A</i>	77
COMPTAGE DU PHYTOPLANCTON	79
CALCUL DU TAUX DE CROISSANCE	79
PRODUCTIVITÉ	80
MÉTÉOROLOGIE	83
RÉSULTATS	82
CARACTÉRISTIQUES TROPHIQUES	82
CHLOROPHYLLE <i>A</i>	82
ASSEMBLAGE DE LA COMMUNAUTÉ PHYTOPLANCTONIQUE	82
CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES	85
TEMPÉRATURE DE L'EAU	87
PHOSPHORE	90
FLUORESCENCE NATURELLE	90
LUMIÈRE	95
DISCUSSION	95
ORIGINES DE LA FLORAISON	95
ABSENCE DE FLORAISON À L'ÉTÉ 2003	102
STRATÉGIES D'AMÉNAGEMENT ET PRÉDICTIONS	104
IMPACTS DU RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE	105
CONCLUSION GÉNÉRALE	110
REFÉRENCES	113
ANNEXES	125

Liste des tableaux

Tableau 1. Caractéristiques morphométriques du lac Saint Augustin	21
Tableau 2 Différence relative entre la station B (à l'ouest) et la station A (à l'est) pour des données limnologiques des étés 2002-2003 réparties selon l'origine du vent.....	50
Tableau 3. Comparaison entre le lac Saint-Augustin et différents lacs eutrophes à travers le monde pour des paramètres limnologiques.....	51

Liste des figures

Figure 1-1 Localisation des stations d'échantillonnage	20
Figure 1-2 Profil de température à la station A en 2002 et différence de température à la station A entre le hobo à -0,8 m et celui à 4,5 m	28
Figure 1-3 Température de l'air et de l'eau à -0,8 m pour l'été 2002 et régression entre la température de l'air et de l'eau à -0,8 m.....	30
Figure 1-4 Autocorrélogrammes de la température de l'eau à 0,8 m et de la différence de température de l'eau à 0,8 m et la moyenne de température de la journée.....	31
Figure 1-5 Vitesse du vent et température de l'eau à 4,5 m à l'été 2002	32
Figure 1-6 Isothermes du 16 août 2002 construit à partir des données obtenues aux stations A, B, C entre 10h00 et 12h00	33
Figure 1-7 Évolution temporelle de chla en surface à l'été 2002	35
Figure 1-8 Profondeur photique et coefficient d'extinction (K) à la station A à l'été 2002	36
Figure 1-9 Profil relatif de turbidité aux station A,B, D obtenus le 28 octobre 2003.	37
Figure 1-10 Évolution durant l'été 2002 de la moyenne pour les trois stations de la concentration en sels nutritifs	38
Figure 1-11 Différence entre 4,5 m et la surface à l'été 2002 pour le phosphore réactif soluble (SRP) et la conductivité le phosphore et la conductivité	41
Figure 1-12 Profil de l'oxygène au cours de l'été 2002 construit à partir des données de l'hydrolab obtenues entre 10h00 et 12h00	42
Figure 1-13 Évolution temporelle de l'oxygène au site A à 4,5m et 6 m.	43
Figure 1-14 Différence de température entre -0,15 m et -4,5 m; oxygène dissous en surface et oxygène dissous à 4,5 m durant l'été 2003 à la station B	45
Figure 1-15 Répartition de la direction et vitesse moyenne quotidienne du vent pour les étés 2002-2003	48

Figure 1-16 Profil de température à l'été 2002 à la station A avec des données obtenues entre 10h00 et 12h00 pour différentes fréquences d'échantillonnage simulées	53
Figure 1-17 Schéma résumant les corrélations significatives entre les paramètres mesurés présenté selon une séquence d'événements plausibles	54
Figure 1-18 Schéma décrivant la stratification le jour et la nuit analogue au lac Saint-Augustin avec les Hobos déployés aux stations A et D	61
Figure 2-1 Taux de changement (d-1) de la concentration en chlorophylle a par unité de surface (mg chla/m ²) estimé pour différents jours de l'été 2002.	84
Figure 2-2 Évolution de l'assemblage de la communauté phytoplanctonique en août 2002	85
Figure 2-3 Données obtenues en continue pour le mois d'août 2002	86
Figure 2-4 Différence entre la température de l'air et celle de l'eau en surface	89
Figure 2-5 Profils de température obtenus à la station A entre 10h00 et 12h00 pour différentes dates durant l'été 2002	90
Figure 2-6 Profil de température retrouvé à la station A pour le mois d'août 2002.	92
Figure 2-7 Différence entre la moyenne pour les trois stations des concentrations en phosphore.....	93
Figure 2-8 Production primaire pour différents moments de l'été 2002 estimée à partir de la fluorescence naturelle obtenue par un profilage en descente seulement	94
Figure 2-9 Profondeur photique à la station A pour le mois d'août 2002	95

Introduction générale

Mise en contexte

Ces dernières décennies ont vu naître la prise de conscience par la communauté internationale de l'importance de la gestion durable de l'eau douce. La conférence des Nations Unies sur l'eau, tenue à Mar del Plata en 1977, a été le premier événement international qui a attiré l'attention sur les enjeux de l'eau à l'échelle planétaire. Depuis, de nombreux forums, conférences et sommets internationaux sous la thématique de l'eau ont été tenus et c'est ainsi que le Conseil Mondial de l'eau a vu le jour en 1996. L'Organisation des Nations Unies (ONU) a décrété l'année 2003 : année internationale de l'eau douce en même temps que se déroulait le 3^e forum mondial sur l'eau à Kyoto au Japon.

L'importance de la ressource *eau* a émergé devant le constat que de nombreux pays souffrent actuellement de pénuries d'eau mais, surtout, devant les prédictions pour les vingt-cinq prochaines années. Celles-ci indiquent que 49% de la population vivra avec moins de 1700 m³ d'eau (World Resource Institute 2000), soit une quantité d'eau inférieure au seuil établi par l'ONU pour définir une situation de pénurie d'eau.

Le Canada et le Québec ne sont pas à l'abri de ces considérations, bien que le Canada possède 9% de l'approvisionnement renouvelable en eau douce de la planète pour seulement 0,5% de la population mondiale (Gleick 2000). Les sécheresses dans les prairies canadiennes ont fait la manchette plusieurs fois. Plus localement, il est courant que des restrictions à la consommation de l'eau soient émises par des municipalités après une longue période sans précipitation.

L'origine de cette pénurie planétaire d'eau vient du fait que l'offre ne peut subvenir à la demande, pour reprendre un principe économique. La population humaine a augmenté de même que sa consommation *per capita*, alors que la disponibilité de la ressource eau a décliné. Il n'est pas du propos du présent ouvrage de décrire l'ensemble des facteurs ayant mené à cette dichotomie entre *demande* et *offre*. Il s'attardera néanmoins sur un élément qui contribue à la diminution de l'offre, c'est-à-dire la dégradation de la qualité de l'eau douce.

Et plus particulièrement, à une problématique précise menant à la dégradation d'un plan d'eau, soit l'*eutrophisation* et l'apparition des floraisons d'algues nocives, principalement les cyanobactéries.

La gestion de l'eau à l'échelle mondiale va aussi de pair avec une gestion à l'échelle locale, comme l'exposent Kumagai et Vincent (2003) dans *Freshwater Management – Global versus local perspectives*. L'importance de considérer la situation au niveau local à l'intérieur de stratégies globales de gestion y est soulignée, surtout lorsqu'il s'agit de restaurer un lac enrichi et pollué.

Cette étude traite de l'eutrophisation des lacs, et surtout de l'un de ses symptômes les plus évidents qui est la domination de la communauté phytoplanctonique par les cyanobactéries. Pour ce faire, le lac Saint-Augustin (Québec, Canada) a été sélectionné. Dans cette introduction générale, le phénomène de l'eutrophisation sera présenté en décrivant ses conséquences pour l'équilibre d'un lac. Par la suite, l'impact des cyanobactéries sur la qualité de l'eau sera décrit ainsi que les mécanismes qui permettraient leur domination, en mettant l'accent sur le rôle de la stratification thermique. Enfin, les hypothèses retenues pour chacun des chapitres seront exposées à la toute fin de cette section.

Eutrophisation des lacs

Depuis sa création par Naumann (1919), alors qu'il ne faisait référence qu'à la composition spécifique du phytoplancton, le concept d'eutrophisation a beaucoup évolué. Il est maintenant défini comme étant l'enrichissement d'un plan d'eau par des éléments nutritifs utiles à la croissance des plantes ou autres producteurs primaires (Kalf 2002). Les éléments souvent considérés sont le phosphore et l'azote car ces deux éléments limitent généralement la croissance des producteurs primaires plus que tout autre élément (Wetzel et Likens 2000). On distingue l'eutrophisation naturelle de l'eutrophisation culturelle, la deuxième étant un processus d'origine anthropique qui accélère de façon drastique l'évolution d'un plan d'eau vers un état eutrophe. Les sources d'enrichissement sont principalement l'érosion du bassin versant, les eaux usées des zones urbanisées, et l'engrais d'origine

agricole (Pitois et al. 2001). L'eutrophisation des lacs et des rivières est un problème croissant à l'échelle mondiale et affecte de plus en plus les communautés (Skulberg et al. 1984; Smith 2003). En Europe, Asie et Amériques, ce sont maintenant plus de 40% des lacs qui sont eutrophes (Bartram et al. 1999). L'eutrophisation comporte aussi un coût environnemental important assumé par les populations locales (Pretty et al. 2003).

L'eutrophisation d'un lac, et donc l'augmentation de la production biologique qui lui est associée, a des conséquences majeures sur les paramètres bio-physico-chimiques. Dans un article résumant très bien les conséquences de l'eutrophisation sur l'ensemble des paramètres limnologiques, Smith (2003) indique que les symptômes des lacs eutrophes et hypereutrophes incluent, entre autres : une turbidité élevée, un déficit sinon une anoxie complète de l'hypolimnion, et une réduction de l'aspect esthétique (visuel et odeur), une diminution de la potabilité de l'eau et un changement de la composition de la communauté zooplanctonique et ichtyologique. Une autre conséquence qui est particulièrement critique et à laquelle s'intéresse le présent mémoire est une transition dans la composition spécifique du phytoplancton vers une dominance des cyanobactéries (Dokulil et Teubner 2000)

Cyanobactéries dans les lacs

Le groupe des *Cyanophyceae*, cyanobactéries, ou algues bleu-vert, est composé de bactéries photosynthétiques qui sont parmi les premiers organismes à être apparus sur la planète il y a 3,5 milliards d'années (Schopf 1992). Elles ont donc su survivre à travers des modifications climatiques et biogéophysiques extrêmement importantes. Cet élément nous renseigne déjà sur leurs capacités d'adaptation. Elles se retrouvent dans pratiquement tous les milieux humides : en eau douce ou eau salée, en milieux très acides ou très alcalins, dans les régions polaires ou dans les sources thermales. Elles peuvent être benthiques ou pélagiques, solitaires, en colonies, en filaments ou en symbiose avec d'autres organismes. Mais d'un point de vue de la qualité d'eau, deux caractéristiques attirent particulièrement l'attention sur les cyanobactéries : 1) leur capacité, pour certains genres, à former des floraisons (ou *blooms*); 2) le potentiel, pour certains genres, d'être toxiques.

Les floraisons de cyanobactéries peuvent apparaître en quelques jours seulement. Elles sont définies comme étant une augmentation plus rapide que la normale de la biomasse de cyanobactéries (Paerl 1988). Les floraisons proviennent de la redistribution verticale en surface d'une population déjà présente (Reynolds et Walsby 1975). Dans le cas de réservoir d'eau potable, l'Organisation mondiale de la santé (OMS) suggère une limite de 10 mg/m³ de chlorophylle *a* (soit environ 20 000 cellules/mL) pour éviter les irritations cutanées (Oms 2003). L'apparition d'une floraison est aisément identifiable visuellement par la teinte verte que prend l'eau. Ces floraisons ont un impact important sur la dynamique d'un lac en accentuant les symptômes de l'eutrophisation décrits plus haut, à savoir la turbidité accrue de l'eau et la désoxygénation de l'hypolimnion, modifiant de façon drastique les conditions de l'environnement aquatique et affectant par conséquent toute la faune et la flore s'y trouvant (Barica 1978).

Mais le problème le plus important du point de vue de la santé publique est la synthèse par certains genres de cyanobactéries de toxines auxquelles sont sensibles les humains et les animaux s'abreuvant à partir des plans d'eau contaminés (Paerl et al. 2001). Les cyanotoxines attirent de plus en plus l'attention (Haider et al. 2003) et les cas de contamination à travers le monde sont nombreux à chaque mois (pour une revue de presse des cas recensés mondialement, voir le site Internet : <http://www.aims.gov.au/arnat/arnat-010-02.htm>). Les effets des cyanotoxines sont bien connus (Carmichael 1994). Elles peuvent causer une simple irritation de la peau (endotoxines lipopolysaccharidiques [LPS]), mais aussi des lésions du foie (hépatotoxines, e.g. microcystines) et affecter le système nerveux (neurotoxines, e.g. anatoxine) pouvant causer la mort (Pouria et al. 1998). Certaines toxines sont aussi soupçonnées d'avoir un potentiel cancérigène (Ueno et al. 1996; Duy et al. 2000). Il semble aussi qu'elles s'accumulent dans le réseau alimentaire (Kotak et al. 1996). Les facteurs à l'origine de la synthèse des toxines ne sont par contre pas très bien connus. Mais jusqu'à maintenant, elle ne serait pas corrélée positivement avec la biomasse de cyanobactéries (Jacoby et al. 2000) mais pourrait être liée à une faible concentration en fer et une abondance en zinc (Lukac et Aegerter 1993). Les raisons justifiant la synthèse de toxines s'attaquant au bétail, qui ne sont pourtant pas des prédateurs des cyanobactéries, sont aussi mal connues. Les toxines pourraient en fait être

une protection contre le zooplancton, qui simultanément, seraient nocives envers les vertébrés. Elles pourraient aussi être un artéfact d'une fonction métabolique ancienne, inutile maintenant et qui, par hasard, s'avèrent être toxiques (Carmichael 1994).

D'autres groupes du phytoplancton ont aussi la capacité de former des floraisons nocives en eau douce, notamment certaines espèces de dinoflagellés et de chrysophycées. Mais ces floraisons sont moins fréquentes que celles des cyanobactéries et sont associées à des conditions différentes. Les floraisons de dinoflagellés sont généralement associées aux milieux salés (Paerl 1988). En lacs, elles préfèrent des milieux bien mélangés et riches en éléments nutritifs (Reynolds 1984) alors que les chrysophytes ont tendance à former des floraisons dans des lacs oligotrophes de climat nord tempéré (Nicholls 1995). Malgré ces exemples, les cyanobactéries demeurent sans conteste le groupe principal formant des floraisons en eau douce qui, en plus, peuvent être nocives (Paerl et al. 2001).

Croissance d'une population de cyanobactéries

Afin d'appliquer des mesures de contrôle adéquates, la compréhension des facteurs menant à la formation de floraisons de cyanobactéries est primordiale, que ce soit pour une question de santé publique et pour maintenir l'équilibre écologique d'un plan d'eau. Le pré-requis des floraisons étant la présence d'une population importante de cyanobactéries, il importe de s'intéresser aux facteurs permettant la croissance de ces cellules. Plusieurs hypothèses sont présentes dans la littérature scientifique. Celles qui attirent généralement l'attention (pour des revues exhaustives, voir: Hyenstrand et al. 1998; Dokulil et Teubner 2000; Oliver et Ganf 2000) seront présentées:

1. Température de l'eau

Les cyanobactéries possèdent un optimum de croissance à des températures typiquement élevées (25°C) (Robarts et Zohary 1987) bien qu'elles soient capables de tolérer de faibles températures et de survivre dans les régions polaires. Mais celles-ci, lorsque soumises à des températures plus élevées, connaissent une croissance plus rapide (Tang et al. 1997).

2. Lumière

Les cyanobactéries sont capables de croître à de faibles intensités lumineuses en raison de plus faibles exigences énergétiques des cellules (Richardson et al. 1983). En plus, les cyanobactéries possèdent des pigments supplémentaires qui leur sont uniques (dont l'allophycocyanine ($A_{\max} = 650 \text{ nm}$), la phycocyanine ($A_{\max} = 620 \text{ nm}$) et la phycoérythrine ($A_{\max} = 565 \text{ nm}$)) arrangés dans des structures appelées phycobilisomes. Ces pigments leur permettent de capter la lumière dans la région du rouge-orangé du spectre (Grossman et al. 1995) soit celle généralement disponible en profondeur après le filtrage du violet et du rouge par la chlorophylle *a* présente dans les premières couches d'eau en surface.

3. Abondance d'azote et de phosphore

L'azote et le phosphore sont des éléments essentiels à la croissance des organismes et sont généralement en carence dans l'eau (Wetzel et Likens 2000). Un apport en ces éléments est habituellement associé une croissance du phytoplancton. Les floraisons de cyanobactéries ont été reliées à de fortes concentrations en phosphore (Schindler et al. 1973; Watson et al. 1997) et en azote (Blomqvist et al. 1994).

4. Rapport Azote total /Phosphore total (NT :PT)

Smith (1983) a montré que les cyanobactéries (autant les fixatrices d'azote que les non-fixatrices) proliféraient davantage lorsque le ratio azote total/phosphore total (NT :PT) était inférieur à 29. Cependant, cette hypothèse est contestée (Downing et al. 2001), notamment par le fait que les cyanobactéries, lors de leur croissance, consommeraient l'azote ce qui contribuerait à faire diminuer le ratio (Lathrop 1988). Un rapport faible observé lors de la croissance pourrait donc être une conséquence et non une cause.

5. pH et carbone inorganique dissous (CID)

Les cyanobactéries ont la capacité de croître à des pH élevés, c'est-à-dire, par les équilibres entre H_2CO_2 , CO_2 , HCO_3^- , CO_3^{2-} , à des concentrations en carbone inorganique dissous (CID) faibles (Shapiro 1973). Certaines cyanobactéries auraient un mécanisme leur permettant d'utiliser le HCO_3^- à l'aide d'une enzyme (anhydrase carbonique) capable de le convertir en CO_2 (Talling 1976). Mais il semblerait qu'un pH élevé ne serait pas à l'origine des floraisons, mais plutôt de leur persistance puisque les floraisons épuiserait d'abord le

CID ce qui ensuite générerait des conditions où les cyanobactéries ont un avantage (Shapiro 1997).

6. Fixation du diazote et prise d'ammonium (NH_4^+)

La capacité pour certaines espèces de fixer le diazote (N_2) leur confère un avantage certain lorsque l'azote inorganique devient l'élément limitant dans la colonne d'eau. Aucun autre groupe du phytoplancton ne possède la capacité d'utiliser le N_2 . De plus, les cyanobactéries ont une préférence pour l'azote sous forme d'ammonium (NH_4^+) alors que le nitrate (NO_3^-) est la forme préférée des cellules eukaryotiques du phytoplancton (Blomqvist et al. 1994). Cette capacité prend son importance dans les lacs eutrophes qui possèdent une zone d'anoxie près du fond, soit des conditions permettant la dénitrification bactérienne, qui réduit les nitrates en ammoniaque. Les cyanobactéries seraient ainsi favorisées dans les lacs eutrophes (Hyenstrand et al. 1998). Toutefois, il semble que cette préférence pour le NH_4^+ apparait seulement à de faibles intensités lumineuses (Garcia-Gonzalez et al. 1992).

7. Réserve de phosphore

Les cyanobactéries sont capables de faire des réserves internes de phosphore (Pettersson et al. 1993) sous forme de granules de polyphosphate (Kromkamp 1987). Cela leur permet de l'accumuler là où il est abondant (près des sédiments) et de l'utiliser là où la lumière permet la photosynthèse (en surface) ou ailleurs, lorsque les éléments nutritifs sont en faibles quantités (Ishikawa et al. 2002).

8. Broutage par le zooplancton

Les cyanobactéries ont développé différents moyens de défense pour éviter d'être consommées par le zooplancton. Elles sont capables de libérer des composés chimiques qui leur procureraient un « mauvais goût » (Haney 1987). Leur association en colonies trop grandes pour passer à travers les mécanismes de filtration des brouteurs leur permettraient d'être préservées (Lampert 1987). Ces mécanismes, en plus de les protéger, leur assureraient un avantage compétitif envers les autres groupes du phytoplancton car ceux-ci subiraient une plus grande pression de broutage.

9. Contrôle de la position dans la colonne d'eau

Les cyanobactéries ont la capacité de réguler leur position dans la colonne d'eau par l'intermédiaire de vacuoles gazeuses ou de ballasts d'hydrates de carbone (Oliver et Ganf 2000). En conditions de stratification (i.e. lorsque le mélange est confiné aux couches superficielles de la colonne d'eau), cela leur éviterait de quitter la colonne d'eau par sédimentation. Cela leur permet aussi d'exploiter les gradients opposés de lumière et de sels nutritifs (Reynolds 1992; Head et al. 1999) qui apparaissent lors de la stratification. La vitesse de migration verticale est non négligeable. *Microcystis sp.*, pour ne citer que celle-ci, peut avoir une vitesse de 250 m par jour (Oliver et Ganf 2000).

Parmi tous ces facteurs, il est difficile de déterminer celui ayant le plus d'importance car, comme l'a expliqué Vincent (1989), plusieurs de ces hypothèses (1 à 5 pour les exemples décrits ci-haut) sont en fait corrélées entre-elles puisque ces éléments sont caractéristiques des lacs eutrophes (e.g., Jacoby et al. 2000). Varis (1993) souligne aussi que la comparaison entre ces facteurs est à éviter car différentes échelles de temps et d'espace sont impliqués pour chacun d'entre-eux et qu'ils agissent en synergie. Par ailleurs, malgré l'abondante connaissance des processus chimiques et biologiques dans les lacs eutrophes, une grande méconnaissance demeure en ce qui a trait aux processus physiques. Pourtant, les lacs constituent un environnement très dynamique (Imberger et Patterson 1990). Certains auteurs ont montré que les processus physiques peuvent avoir une grande influence sur la bio-chimie d'un lac (Trimbee et Harris 1984a; Spigel et Imberger 1987; Koehler 1992; Frenette et al. 1996a; Robarts et al. 1998; Kumagai et al. 2002). Ceci souligne l'importance d'intégrer les processus physiques dans l'étude de la dynamique des propriétés d'un lac.

Stratification thermique et mélange

La stratification thermique d'un lac est un phénomène qui se produit lorsque la radiation solaire et la température atmosphérique sont élevées et que la vitesse du vent est faible. Ces conditions limitent la turbulence de l'eau et donc le mélange. La masse d'eau superficielle se réchauffe alors plus rapidement et devient moins dense (formant l'épilimnion) alors que l'eau en profondeur, qui reçoit moins d'énergie que celle de la surface, demeure plus froide

et donc plus dense (hypolimnion) (Wetzel 2001). Il se crée par conséquent deux couches d'eau superposées qui ne se mélangent pas, séparées par une troisième couche, appelée métalimnion, à l'intérieur de laquelle se situe la thermocline saisonnière. L'épilimnion et l'hypolimnion ont chacun des caractéristiques différentes (Spigel et Imberger 1987). L'épilimnion est une couche d'eau influencée par le vent et par conséquent, souvent bien mélangée (quoique celle-ci peut aussi être constituée de plusieurs couches d'eau de densité différentes (Imberger et Patterson 1990)). Le CO₂ et l'O₂ sont échangés à l'interface air-eau. L'épilimnion comprend aussi la couche euphotique. La lumière y est donc disponible pour la photosynthèse. Par contre, les nutriments sont faiblement disponibles car ils sont intégrés à la biomasse phytoplanctonique. L'hypolimnion est, à l'opposé, une couche faiblement soumise à l'effet du vent. Elle est isolée et les processus de décomposition dominant dans un lac eutrophe dû à l'abondance de matières organiques et à l'absence de lumière permettant la photosynthèse. Les éléments nutritifs tels que l'azote et le phosphore y sont abondants dans des conditions généralement anoxiques.

Ce rapide portrait d'un lac stratifié permet de constater que les deux ressources principales pour le phytoplancton se retrouvent aux deux extrémités de la colonne d'eau : la lumière en surface et les éléments nutritifs près des sédiments (Reynolds 1987). Le phytoplancton qui dépend du mélange pour accéder à ces ressources sera incapable de croître et sera retiré de la colonne d'eau par sédimentation lorsqu'il aura atteint l'hypolimnion (Huisman et al. 2002). Celui qui, par contre, sera en mesure de faire des réserves en éléments nutritifs près du fond et sera capable de remonter à la surface pour effectuer la photosynthèse pourra croître et aura un avantage compétitif. C'est cette hypothèse qui sera privilégiée dans le présent mémoire afin d'expliquer la dominance et l'apparition de floraisons de cyanobactéries dans la communauté phytoplanctonique du lac Saint-Augustin situé sur le territoire de la ville de Québec.

Site d'étude

Le lac Saint-Augustin est situé à 25 kilomètres du centre-ville de Québec. Il est populaire pour les activités nautiques qu'il offre (ski nautique, baignade, canot). Il s'agit d'un lac peu profond (profondeur moyenne de 3 mètres) et assez petit (0,6 km²). Le temps de résidence

hydraulique est plutôt long, la valeur estimée étant de 6 mois (à titre de comparaison, le lac fluvial Saint-Charles possède un temps de résidence d'environ 23 jours (Légaré 1998)). L'étude paléolimnologique du lac Saint-Augustin basée sur la flore diatomifère et les éléments chimiques en combinaison avec les données historiques a permis de déterminer trois périodes distinctes dans son histoire récente (Roberge 2003). D'abord, une période appelée *pré-coloniale et de construction de canal* couvrant les années ~1670-1748. Cette période se situe avant l'établissement humain et représente donc des conditions non perturbées par l'homme. Les indices paléolimnologiques suggèrent que l'état du lac à ce moment était oligo-mésotrophe. Une deuxième période regroupant les années ~1748-1904 est caractérisée par la colonisation humaine. L'arrivée de l'homme est perceptible dans les sédiments par une augmentation de la concentration de plusieurs métaux. Les indices biologiques sont quant à eux plutôt stables, probablement dû à de faibles activités humaines liées à sa faible population. L'impact de l'homme est ressenti plutôt après ~1904 alors que la déforestation et les activités agricoles et industrielles s'intensifient. Ceci a fait en sorte que les indices de la qualité de l'eau et la flore diatomifère ont connu une transition rapide vers des caractéristiques typiques des lacs eutrophes. Les changements les plus importants sont survenus à partir de 1950 (Roberge et al. 2002) alors que les pigments fossiles indiquent que les cyanobactéries ont accru leur dominance. Et depuis quelques années, le lac est l'objet de floraisons de cyanobactéries qui se produisent généralement au mois d'août (observations personnelles). Cet état oblige les autorités à interdire l'accès public au lac, pour des motifs de santé publique liés aux toxines. Face à la détérioration de la qualité de l'eau, les autorités se sont mobilisées afin de trouver des solutions. Un comité de bassin versant s'est constitué et une firme a été mandatée pour faire le suivi du lac.

Objectifs de l'étude

L'objectif de ce mémoire est de décrire l'amplitude de la dynamique et des variations à court terme des propriétés limnologiques d'un lac eutrophe. Les relations possibles de cette dynamique sur les floraisons de cyanobactéries seront aussi examinées. À cette fin, ce mémoire sera composé de deux chapitres. Le premier évaluera les changements à court terme de l'environnement physique qui se sont déroulés dans le lac. Le deuxième chapitre

mettra quant à lui l'accent sur les changements dans la communauté phytoplanctonique au cours de l'été. Une attention particulière sera accordée à la stratification thermique en tant qu'élément instigateur des changements discutés à chacun des chapitres.

Hypothèses

Au premier chapitre, les hypothèses exprimées seront en relation avec les changements observés à court terme à différentes profondeurs et entre les stations du lac. Traditionnellement, les données limnologiques sont obtenues dans un intervalle de deux semaines ou un mois. Pourtant, beaucoup de variabilité est présente à l'échelle de quelques jours. Celle-ci ne peut être causée que par un phénomène qui possède une grande variabilité à l'échelle d'une journée telles que les conditions météorologiques (Soranno 1997). Dans le même ordre d'idée, Maberly (1996) a montré au lac Esthwaite, un lac eutrophe en Angleterre, que les conditions météorologiques influencent les paramètres limnologiques à l'échelle de 24 heures. Harris et ses collaborateurs, dans une série de six articles portant sur la limnologie du Hamilton Harbor (lac Ontario, Canada) ont aussi souligné l'importance des changements à court terme se déroulant dans le lac (Haffner et al. 1980; Harris et al. 1980a,b,1983; Harris et Piccinin 1980; Sephton et Harris 1984). Cependant, ces études avaient certaines lacunes : soit la fréquence d'échantillonnage était inférieure à une fois par semaine, soit peu de paramètres ont été évaluées, soit une seule station d'échantillonnage était utilisée. Néanmoins, ces études ont pu mener à la formulation de l'hypothèse suivante pour le lac Saint-Augustin :

Hypothèse 1 : Les changements des conditions météorologiques exercent un fort contrôle sur les propriétés limnologiques d'un lac, avec un temps de réponse court (< 24 heures).

Par propriétés limnologiques, on entend les variations verticales du pH, de la température, de l'oxygène dissous; la profondeur de Secchi; le coefficient d'extinction de l'eau dans la région spectrale du visible (PAR); la concentration en phosphore et en azote dissous; la concentration en chlorophylle *a*, et le degré de stratification de la colonne d'eau.

Les lacs sont souvent considérés spatialement homogènes, mais certaines observations indiquent que la direction du vent influence la variabilité spatiale de certaines propriétés. C'est ce qu'ont observé Chen et coll. (2003) au lac Taihu (Chine) pour la distribution du phytoplancton ou Welker et coll. (2003) au lac Müggelsee (Allemagne) pour l'advection par le vent de cyanotoxines. Webster et Hutchinson (1990) et Webster (1994) ont développé un modèle pour permettre de corriger les données de chlorophylle *a* en tenant compte de l'hétérogénéité spatiale causé par le vent. Ces études montrent le contrôle qu'exerce le vent mais elles ne se sont pas intéressées à d'autres paramètres limnologiques d'importance tels que les sels nutritifs par exemple. Elles permettent néanmoins de formuler la seconde hypothèse du premier chapitre :

Hypothèse 2 : La direction moyenne du vent dans les jours précédents l'échantillonnage est responsable de gradients spatiaux des propriétés limnologiques.

Le chapitre deux s'attardera sur les changements à court terme et saisonniers, mais cette fois à l'intérieur de la communauté phytoplanctonique. Les cyanobactéries dominent généralement la biomasse phytoplanctonique à la fin de l'été dans les lacs eutrophes (Lewis 1986). Selon plusieurs auteurs, la stratification thermique est le principal facteur contrôlant la structure de la communauté phytoplanctonique et sous lequel les cyanobactéries obtiennent un avantage compétitif en raison de leur capacité à contrôler leur flottaison (Harris et Piccinin 1980; Reynolds 1980; Bowling et Baker 1996; Bormans et al. 1997; Hyenstrand et al. 1998). Ces éléments permettent de formuler la troisième hypothèse :

Hypothèse 3 : La stratification thermique est responsable des changements de la structure de la communauté phytoplanctonique du lac Saint-Augustin vers une dominance des cyanobactéries et ce, dans un intervalle de deux à quatre jours et sur un cycle saisonnier pour une même station.

Les floraisons de cyanobactéries apparaissent en l'espace de quelques jours dans un lac eutrophe. Suivant Soranno (1997) qui a étudié les floraisons des cyanobactéries au lac Mendota aux États-Unis (Wisconsin), il est anticipé que les floraisons de cyanobactéries au lac Saint-Augustin sont reliées à des conditions météorologiques spécifiques, notamment

l'alternance des conditions qui produisent le mélange de la colonne d'eau et sa stratification :

Hypothèse 4 : Les floraisons de cyanobactéries dans le lac Saint-Augustin apparaissent à la suite de conditions météorologiques propices, soit des conditions favorisant le mélange suivies de conditions permettant la stratification thermique de la colonne d'eau.

Méthodes

Le lac Saint-Augustin a été échantillonné lors des étés 2002 et 2003 à une fréquence moyenne de deux visites par semaine pour un grand spectre de paramètres limnologiques. Les visites ont été effectuées le matin, soit au moment de la journée où les cyanobactéries sont généralement retrouvées à la surface (Mitrovic et al. 2001). La période d'échantillonnage principale s'est déroulée en 2002 entre les mois de juin et octobre inclusivement. L'été 2003 a permis d'obtenir des données complémentaires entre les mois d'août et octobre. Les données recueillies pour les deux années sont les mêmes, à l'exception des mesures de concentration en phosphore total (non-filtré) (PT-P), phosphore réactif soluble (SRP-P) et les nitrites dissous (NO_2^- -N) qui ont été obtenues en 2002 uniquement. Des données à haute fréquence (~15 minutes) ont été obtenues par des senseurs de température déployés dans le lac et par une station météorologique installée sur la rive nord du lac.

Plan du mémoire

Ce mémoire, soumis en format électronique, comporte deux chapitres rédigés en français sous forme d'articles scientifiques. Le premier chapitre traitera de la variabilité temporelle et spatiale des propriétés limnologiques du lac Saint-Augustin. Le deuxième chapitre portera sur la succession du phytoplancton menant à la floraison de cyanobactéries de l'été 2002 en relation avec les données limnologiques et météorologiques. Suivront la conclusion générale, les références générales pour l'ensemble du mémoire et les annexes. Des publications scientifiques issues de ce mémoire seront publiées après le dépôt final.

Chapitre 1

Dynamique limnologique à court terme d'un lac eutrophe : implications pour les floraisons algales et le monitoring de la qualité de l'eau.

Résumé

L'échantillonnage d'un lac se fait généralement aux deux semaines ou au mois. Cependant, à cette fréquence, la variabilité à court terme (quelques jours) passe inaperçue. Le lac Saint-Augustin, un petit lac eutrophe-hypereutrophe peu profond situé sur le territoire de la ville de Québec, a été échantillonné deux fois par semaine pendant l'été 2002 afin d'évaluer l'importance de la variabilité à court terme de ses propriétés limnologiques ainsi que les relations entre ces propriétés et les conditions météorologiques.

Les données indiquent que le lac est pratiquement stratifié tout l'été. La stratification semble être un facteur important régulant la dynamique et les propriétés de l'épilimnion et de l'hypolimnion. Lorsque le vent souffle durant le jour, la thermocline s'enfonce en aval du vent ce qui implique qu'à une même profondeur, la couche d'eau ne sera pas nécessairement la même entre les extrémités du lac. En surface, le vent d'ouest déplace les masses d'eau, ce qui provoque l'accumulation du phytoplancton à l'extrémité est du lac (i.e. en aval du vent) qui, par sa présence, modifierait l'environnement limnologique dans lequel il baigne. Lorsque le vent cesse durant la nuit, le rééquilibrage de la masse d'eau provoque une seiche interne qui engendre du mélange au niveau de la thermocline. Ce phénomène a été illustré par des fluctuations rapides de la température à cette profondeur. Les résultats montrent une forte hétérogénéité spatiale et temporelle de l'oxygène dissous, du pH, de la chlorophylle *a*, de la turbidité et des sels nutritifs.

Le suivi à fréquence élevée à l'été 2002 a permis d'observer un épisode de mélange de courte durée qui semble avoir généré des conditions favorables à la floraison et qui a eu lieu au mois d'août 2002. Ceci n'aurait pu être observé avec un échantillonnage hebdomadaire ou bi-hebdomadaire.

Cette étude souligne l'importance d'accorder une attention particulière à l'hétérogénéité spatiale et temporelle dans le cadre de suivi de lacs. Elle montre aussi qu'un échantillonnage fréquent permet d'obtenir une résolution suffisante pour détecter des phénomènes pouvant avoir de fortes implications dans l'évolution d'un lac, notamment l'apparition de floraisons phytoplanctoniques.

Introduction

L'eutrophisation rapide des lacs est un problème planétaire croissant (Bartram et al. 1999) qui limite l'utilisation d'un plan d'eau à des fins récréatives ou comme source d'eau potable. L'une des nuisances principales associées aux lacs eutrophes est la dominance du phytoplancton par les cyanobactéries mais surtout, la possibilité pour celles-ci de former des floraisons toxiques (Paerl et al. 2001). Les floraisons d'algues provoquent aussi la désoxygénation des couches profondes de la colonne d'eau (hypolimnion) (Wetzel 2001) et causent des problèmes d'odeur et de goût à l'eau (Pitois et al. 2000).

Dans un but de restauration qui a pour objectif d'oligotrophier un lac, il est nécessaire de bien connaître les caractéristiques d'un plan d'eau avant de faire appel à des stratégies générales visant la réduction de la charge externe en phosphore ou en azote (Howard-Williams et Kelly 2003). En effet, bien que pouvant être efficace dans certains cas, celles-ci ne le seront pas nécessairement efficaces dans le lac ciblé. Une collecte des données limnologiques préalablement à tout traitement de restauration est donc essentielle afin de poser le bon diagnostic et de sélectionner la meilleure stratégie (dragage des sédiments, aération de la colonne d'eau, plantation de macrophytes, traitement chimiques, etc.). Généralement, un échantillonnage mensuel ou bimensuel est privilégié afin d'observer les changements saisonniers (comme le recommande le ministère de l'environnement du Québec (Hébert et Légaré 2000)). Bien que ces données soient essentielles, elles ne donnent pas d'information sur les changements qui se produisent à l'échelle de quelques jours. Trimbee et Harris (1983) ont cependant montré que les changements physiques dans un lac réagissent avec un décalage d'un jour aux conditions météorologiques (vent) et que

les processus biologiques ont un décalage de 2-3 jours dû à l'advection. Harris (1987) conclut que si une étude a pour objectif de comprendre les facteurs physiques et biologiques responsables d'un changement d'une caractéristique limnologique, un échantillonnage d'une fois par semaine est totalement inadéquat car les processus physiques et biologiques fluctuent dans une échelle de 1 à 14 jours.

Un phénomène biologique d'une importance majeure pour la qualité de l'eau est l'apparition des floraisons de cyanobactéries. Celles-ci se forment habituellement en quelques jours et parfois même en quelques heures seulement (Oliver et Ganf 2000). Les floraisons, en plus d'être un exemple de changements rapides, permettent de mettre en lumière l'importance de tenir compte des événements extrêmes plutôt que des moyennes (Gaines et Denny 1993). En effet, les floraisons correspondent à des valeurs extrêmes de biomasse algale, ou de son indice le plus utilisé : la concentration en chlorophylle *a* (*chl_a*). Ce sont ces valeurs extrêmes qui limiteront les usages d'un plan d'eau et ce, même si la moyenne de *chl_a* est acceptable pour l'année entière. Or, statistiquement, une fréquence d'observation plus élevée permet de trouver des valeurs maximales plus élevées (Walker 1985). Néanmoins, certains auteurs ont observé une relation entre la concentration annuelle moyenne en *chl_a* et les valeurs maximales de *chl_a* et les floraisons algales (Havens 1994), ce qui renseigne tout de même sur le potentiel de floraison associé à un lac lorsque la concentration moyenne en *chl_a* est connue.

La pertinence d'échantillonnages fréquents s'impose aussi par le fait que les lacs eutrophes possèdent une plus grande variabilité dans leur données limnologiques que les lacs oligotrophes (Cottingham et al. 2000). Ces auteurs montrent, à partir d'une étude paléolimnologique, que la variabilité dans la concentration des pigments photosynthétiques retrouvés dans les sédiments du lac 227 de l'*Experimental Lake Area* après le début des expériences d'enrichissement en 1969 est significativement supérieure qu'avant cette date. Il devient donc plus difficile d'obtenir un bon pouvoir prédictif et de distinguer des phénomènes à travers ce « bruit de fond » ou variabilité plus élevée. D'autres caractéristiques pourraient aussi être variables et il serait important de s'y intéresser. Ainsi, des mesures fréquentes apparaissent être nécessaires afin de bien comprendre la dynamique

d'un lac. Harris (1987) estime que la variance est essentielle dans la compréhension des phénomènes lacustres et que les moyennes sont peu utiles. La variance, souvent considérée comme étant l'erreur d'échantillonnage ou le « bruit de fond », renseigne en fait sur le couplage entre les processus chimiques, physiques et biologiques. Pour Harris (1987), la compréhension de la variance reçoit trop peu d'attention de la part des chercheurs. Harris, dans une autre publication (1980), explique que les processus se déroulant à court terme (quelques heures ou quelques jours) reçoivent aussi trop peu d'attention des scientifiques alors qu'ils sont essentiels à la compréhension de la dynamique d'un lac. Il recommandait déjà à cette époque que les stratégies d'échantillonnage soient révisées.

Curieusement, peu d'études ont portées sur l'observation des changements à court terme des données limnologiques dans un lac. Mais celles qui l'ont fait ont montré des changements importants en quelques jours, voire quelques heures seulement. Ainsi, Howard-Williams et Kelly (2003) mentionnent qu'au lac Rotorua (Nouvelle-Zélande), la charge interne en phosphore après quatre jours d'anoxie près des sédiments est équivalente à la charge externe pendant un an. Au lac Esthwaite en Angleterre, Maberly (1996) a observé des changements de pH allant jusqu'à 1,8 unité en l'espace d'une journée. Au lac Ontario, trois jours ont suffi pour modifier le gradient maximal de température de 4,6 °C/m (situé à 7,2 mètres) à 1,5 °C/m (situé à 11,0 mètres) (Haffner et al. 1980). Toujours au lac Ontario, Sephton et Harris (1984) ont montré que les cellules phytoplanctoniques répondaient en moins d'une semaine au changement de la stabilité de la colonne d'eau. Dans ce même lac, l'advection horizontale des masses d'eau affectait les données recueillies avec un délai de quelques jours seulement (Trimbee et Harris 1983). Une démonstration éloquent de l'effet de l'échantillonnage a été produite par Soranno (1997) lors d'un suivi quotidien du lac Mendota (États-Unis) pendant 132 jours consécutifs. Il a remarqué que des écumes de cyanobactéries apparaissaient sporadiquement et duraient de 1 à 3 jours. Au total, 10 épisodes d'écumes ont été observés. Il a par la suite simulé un échantillonnage hebdomadaire ou bi-hebdomadaire avec toutes les dates de départ possibles. Cette simulation a indiqué qu'en moyenne, un seul épisode d'écume aurait été détecté, montrant que la majorité serait passée inaperçue avec un échantillonnage classique aux deux semaines. Horn (1984) montre que la fréquence d'échantillonnage a un effet

majeur dans l'étude des variations de la biomasse phytoplanctonique et qu'un échantillonnage bi-hebdomadaire doit être privilégié.

Ces quelques exemples permettent de soulever l'importance et l'existence de changements à court terme se déroulant dans un lac. Mais ils n'expliquent pas la cause de ces changements rapides. Il semble que les conditions météorologiques qui prévalent les quelques jours précédents les observations sont à l'origine des fluctuations rapides des conditions dans un lac (Haffner et al. 1980; Collins 1995; Maberly 1996; Soranno 1997). Soranno (1997) explique qu'à l'échelle d'une journée, ce sont les conditions météorologiques qui fluctuent suffisamment pour modifier l'environnement limnologique. Harris et Trimbee (1986) ont observé que la stabilité de la colonne d'eau à 6 m au lac Guelph (Ontario) est corrélée avec la vitesse du vent et que le temps de réponse est d'une journée. Plusieurs autres exemples (e.g., Frenette et al. 1996b) montrent le couplage serré entre les conditions météorologiques et la réponse biologique du phytoplancton.

La présente étude a pour objet d'examiner les modifications à court terme (3-4 jours) des variables limnologiques dans un lac eutrophe et d'évaluer l'hypothèse que ce type de lac répond fortement au forçage météorologique à cette échelle temporelle. Les données météorologiques disponibles ont été mises en relation avec ces changements afin de vérifier si elles permettent de les expliquer. À ces fins, le lac Saint-Augustin, situé sur le territoire de la ville de Québec, a été étudié. Il s'agit d'un lac eutrophe qui est l'objet de floraisons de cyanobactéries depuis quelques années, ce qui a obligé les autorités d'interdire l'accès au lac pendant une certaine période de l'année.

Méthodologie

Site d'étude et d'échantillonnage

Situé sur le territoire de la ville Québec (46°45' N, 71°24' W), le lac Saint-Augustin est un lac peu profond ($Z_{\text{moy}} = 3$ m) d'une faible superficie (aire = 0,6 km²). Les études paléolimnologiques effectuées récemment indiquent qu'il a connu une eutrophisation rapide depuis ~1904 qui s'est accélérée à partir de 1950, ce qui concorde avec

l'intensification des activités humaines telles que l'agriculture, l'industrialisation et la déforestation (Roberge et al. 2002). Les plus récentes données de phosphore total (PT-P= 70 µg/L) et les concentrations minimales en chlorophylle *a* (chl_a > 20 µg/L) obtenues à l'été 2001 (EXXEP Environnement 2002, données non publiées) indiquent que le lac Saint-Augustin est un lac eutrophe (Carlson 1977). Son bassin versant de 7,87 km² est occupé à 20% par un couvert forestier, 23% est agricole alors que la superficie restante (57%) est urbaine (EXXEP Environnement 2002, données non publiées). Plus d'informations concernant l'écologie historique du lac Saint-Augustin basées sur les données paléolimnologiques sont données par Pienitz et Vincent (2003). Le tableau I résume les principales données morphométriques du lac Saint-Augustin.

Le lac Saint-Augustin a été échantillonné à l'été 2002 entre le 26 juin et le 23 octobre. À l'été 2003, des données complémentaires ont été obtenues entre le 11 août et le 28 octobre. Les visites étaient effectuées le matin, soit le moment de la journée où les cellules phytoplanctoniques sont retrouvées à la surface (Mitrovic et al. 2001). À l'exception du mois d'octobre alors que le lac a été échantillonné à deux reprises en 2002 et 2003, la fréquence moyenne d'échantillonnage était de deux fois par semaine (calendrier des échantillonnages situé en annexe 3). Trois stations ont été visitées à chaque fois. Parmi ces trois stations, l'emplacement de deux d'entre-elles était le même en 2002 et 2003 (Figure 1-1). La station A était située à l'endroit où le lac est le plus profond (~ 6 m). Des senseurs de températures enregistrant la température aux 15 minutes ont été installés en 2002 à la station F là où la circulation des bateaux de plaisance était restreinte. En 2003, en plus de cette station, d'autres senseurs ont été déployés aux extrémités ouest et est du lac (stations B et D, respectivement).

Physico-chimie

À chaque station, une mesure de température (précision ± 0,2 °C), d'oxygène dissous (± 0,2 mg/L), de conductivité (± 1% de la lecture mS/cm) et de pH (± 0,2 unité) a été effectuée à tous les 50 cm à l'aide d'un profileur multisonde de modèle *Quanta* (Hydrolab Corp.) en 2002 et de modèle *Reporter* en 2003. Les données d'oxygène dissous ont été

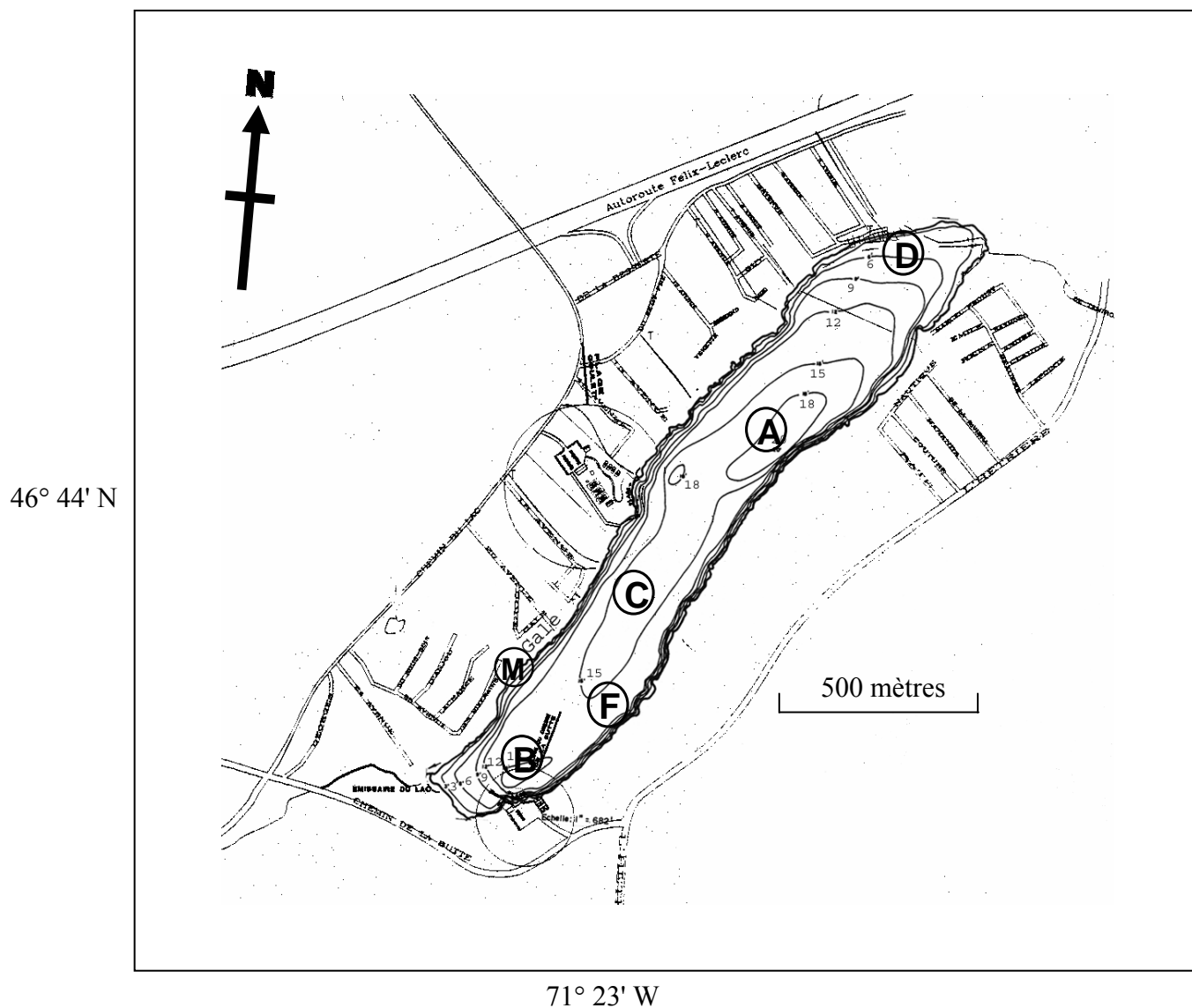


Figure 1-1 Localisation des stations d'échantillonnage. En 2002 : A, B, C. En 2003 : A, B, D. Une bouée avec quatre *Hobos* a été placée à la station F en 2002 et 2003. Des bouées avec *Hobos* ont été installées en 2003 aux stations B et D. La station météorologique est située à la station M. La bathymétrie est exprimée en pieds.

Tableau 1. Caractéristiques morphométriques du lac Saint-Augustin
 [Source : EXXEP Environnement 2002, données non publiées]

Caractéristiques	Valeurs
Longueur maximale	2,1 km
Largeur maximale	0,3 km
Largeur moyenne	0,29 km
Superficie	0,6 km ²
Périmètre	4,5 km
Profondeur maximale	6,1 m
Profondeur moyenne	3,6 m
Volume	2,38 x10 ⁶ m ³
Temps de résidence hydraulique estimé	0,44 ^a - 0,49 ^b année

^a temps de résidence hydraulique estimé à partir du volume du lac/module annuel de l'exutoire (=5,36 x10⁶ m³/année)

^b temps de résidence hydraulique estimé à partir du volume du lac/[volume des précipitations sur le bassin versant (8,99 m³/année) × facteur de correction pour l'évapotranspiration (54%)] (facteur de correction calculé à partir des données d'Environnement Canada pour les années 1964-1989)

converties en pourcentage de saturation par la relation empirique qui relie l'oxygène dissous à la température de l'eau. Les données apparaissant au tableau 9-1 de Wetzel (2001) ont permis la construction de cette relation polynomiale qui déterminait la concentration en oxygène (mg/L) à 100% de saturation.

$$O2_{100\%} = A * T^3 + B * T^2 + C * T + 14,609 \quad \text{ÉQUATION 1-1}$$

avec $A = -8 \times 10^{-5}$
 $B = 8 \times 10^{-3}$
 $C = -4,045 \times 10^{-1}$

($R^2 = 0,9999$ entre 0 °C et 30 °C ; n= 31 ; P<0,0001)

$$\%_{\text{oxygène}} = (O2_{\text{observé}} / O2_{100\%}) \times 100 \quad \text{ÉQUATION 1-2}$$

où $O2_{100\%}$ est la concentration d'oxygène (mg/L) à saturation, $O2_{\text{observé}}$ est la concentration d'oxygène (mg/L) mesurée au lac, $\%_{\text{oxygène}}$ est le pourcentage de saturation de l'oxygène et T est la température de l'eau (°C).

Transparence et éclaircissement

La profondeur du disque de Secchi a été évaluée à toutes les stations en faisant la moyenne de deux observations obtenues par deux observateurs. En plus, à chacune des stations, un profil de la radiation disponible pour la photosynthèse (PAR : *photosynthetically active radiation*), soit celle comprise entre 400 et 700 nm, a été effectué avec un *PNF300* (Biospherical Instruments inc.) à chaque 5-10 cm sur l'ensemble de la colonne d'eau. Ce profileur permet aussi de mesurer la structure fine de la température de la colonne d'eau ainsi que la fluorescence naturelle, cette dernière mesure pouvant constituer un indice de biomasse. La zone euphotique est définie comme étant la profondeur à laquelle 1% de la lumière incidente est retrouvée (Talling 1971). Le coefficient d'extinction du PAR a été calculé à partir de la pente de la meilleure droite du graphique exprimant le logarithme népérien de l'éclaircissement en fonction de la profondeur.

Mesure de température

Afin de déterminer le degré de stratification du lac, un profil de température a été obtenu à l'aide de senseurs de température de type Hobo (*Stowaway Tidbit* ; Onset Computer Corp.; précision : $\pm 0,2$ °C) disposés sur un câble ancré et enregistrant la température à intervalle régulier. À l'été 2002, quatre senseurs ont été déployés à la station F. Les profondeurs des senseurs étaient de 0,1; 0,8; 2,2 et 4,3 m. La profondeur maximale à cette station était d'environ 4,7 m. Au cours de cet été, les mesures étaient enregistrées à toutes les trente minutes entre le 7 et le 30 juillet. Les données ont été téléchargées, puis les senseurs ont été redéployés entre le 2 août et le 28 octobre avec une nouvelle fréquence d'enregistrement aux douze minutes. À l'été 2003, en plus du montage de l'été précédent, un câble avec deux senseurs fixés aux extrémités de la colonne d'eau a été disposé aux stations B et D. Les senseurs de la station B étaient disposés à 0,15 m et 4,6 m (profondeur maximale de la station : 5 m) et ceux de la station D étaient situés à 0,15 m et 4,25 m (profondeur maximale de la station = 4,4 m). Pour ces trois stations et pour tout l'été, les données ont été enregistrées à toutes les quinze minutes.

La densité de l'eau (ρ_{eau} ; $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$) a été calculée à partir des données de température et de densité publiées par Hutchinson (1957). Ces données ont été utilisées pour établir la relation polynomiale suivante :

$$\rho_{eau} = A*T^3 + B*T^2 + C*T + 0,9999 \quad \text{ÉQUATION 1-3}$$

$$\text{avec } A=5\times 10^{-8}$$

$$B=-8\times 10^{-6}$$

$$C=6\times 10^{-5}$$

$$(R^2= 0,9999 \text{ entre } 0 \text{ °C et } 30 \text{ °C ; } n= 31 ; P<0,0001)$$

Éléments nutritifs

Des échantillons pour les analyses en phosphore total (PT), phosphore réactif soluble (SRP : *soluble reactive phosphorus*) et les nitrites (NO_2^-) ont été recueillis à l'été 2002. Aux stations A et B, l'eau en surface et à une profondeur de 4,5 mètres a été récoltée alors que seule l'eau en surface a été recueillie à la station C. L'eau en profondeur était prélevée avec une bouteille de type Kemmerer alors qu'en surface, elle était prélevée à la main juste

sous la surface. Les échantillons d'eau ont été conservés dans des bouteilles de verre carrées de 125 mL préalablement lavées à l'acide sulfurique 10% et rincées à l'eau déionisée. Les échantillons devant être analysés pour le PT ont été acidifiés avec de l'acide sulfurique pour réduire le pH à une valeur inférieure à 2 et ont été conservés à la température de la pièce tel que prescrit par le protocole du *Laboratoire national des essais environnementaux (NLET)*. L'eau devant être analysée pour le SRP et le NO_2^- a été filtrée sur une membrane de 0,2 μm en cellulose-acétate. Une seule bouteille était suffisante pour les deux analyses. Elles ont été entreposées à 4 °C jusqu'à l'envoi.

Les échantillons ont été envoyés le 4 avril 2002 pour être analysés au *Laboratoire national des essais environnementaux (NLET)* du centre canadien des eaux intérieures à Burlington, Ontario (Environnement Canada). Les seuils de détection pour le PT et le SRP sont de 0,0002 mg/L et de 0,002 mg/L pour le NO_2^- .

La concentration en PT et SRP a été déterminée par la digestion du phosphore en orthophosphate (PO_4^{3-}) par un mélange d'acide sulfurique. La concentration en nitrite a été évaluée en faisant réagir les nitrites avec du sulfanilamide et du N-(1-naphthyl)-éthylène diamine pour former un complexe rose quantifié par spectrophotométrie.

Chlorophylle *a*

La méthode d'extraction de la chl*a* décrite ci-après a été modifiée de Nusch (1980) et Sartory et Grobbelaar (1984). Les bouteilles d'eau étaient conservées au noir et au froid jusqu'au moment de la filtration qui avait toujours lieu en après-midi le jour même. L'eau était filtrée sur des filtres GF/F 47 mm et ceux-ci ont été entreposés à -20 °C pour les échantillons de 2002 et à -80 °C pour ceux de 2003. Les extractions ont été effectuées entre novembre 2002 et février 2003 pour les échantillons récoltés en 2002 et au maximum dans les 7 jours suivants la filtration pour ceux prélevés en 2003. L'extraction s'est effectuée à l'éthanol 95%. Les tubes contenant les filtres étaient tous placés en même temps dans un bain-marie chauffé à 78 °C (température d'ébullition de l'éthanol) pendant six minutes. Les tubes étaient ensuite placés dans un bassin d'eau à température ambiante et protégé de la lumière. L'extraction se poursuivait dans ces conditions pendant une heure au minimum.

La concentration en *chl a* a été évaluée par fluorométrie (excitation à 430 nm ; émission à 680 nm). Les analyses ont d'abord été effectuées avec un fluoromètre Shimadzu RF5000U jusqu'à la mi-décembre 2002, puis sur un fluoromètre Varian, Cary Eclipse. Les valeurs étaient corrigées pour les phaeopigments (produits de dégradation de la *chl a* pouvant biaiser les mesures) en mesurant la fluorescence sous les mêmes conditions mais après acidification de l'échantillon par deux gouttes d'acide chlorhydrique à un normal (HCl 1N). Les valeurs de fluorescence ont été comparées à une courbe-étalon construite à partir de solutions de concentrations connues de *chl a* (Sigma Chemical Co.) et la concentration calculée à l'aide de l'équation suivante (Jeffrey et Welschmeyer 1997).

$$Chla = \frac{F_m v (F_o - F_a)}{V_f K (F_m - 1)} \quad \text{ÉQUATION 1-4}$$

où *chl a* est la concentration en chlorophylle *a* (µg/L), F_o est la fluorescence avant acidification, F_a est la fluorescence après acidification, F_m est le rapport F_o/F_a de la courbe standard, v est le volume d'éthanol utilisé pour l'extraction (mL), V_f est le volume d'eau filtrée (L), et K est la pente de la courbe standard (unité de fluorescence/µg *chl a*).

Météorologie

Une station météorologique (Weather Wizard III®, Davis Instruments) a été installée en 2002 et 2003 sur un quai s'avancant de quelques mètres au dessus du lac à partir de la rive nord. Cette station a enregistré à toutes les 15 minutes la température (précision : ± 0,5 °C), la vitesse du vent (précision : ± 5%) et la direction du vent (précision : ± 7°). Ces mêmes paramètres ainsi que la pression atmosphérique, la pluviométrie et les conditions météorologiques observées ont été enregistrée à la station météorologique d'Environnement Canada de l'aéroport Jean-Lesage et notées quotidiennement par intervalle de deux heures à partir du site Internet de cette station :

http://weatheroffice.ec.gc.ca/forecast/24_hour_conditions_f.html?yqb&unit=m

ou

http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/advanceSearch/searchHistoricDataStations_f.html?searchType=stnProx&txtRadius=25&optProxType=custom&txtCentralLatDeg=46&txt

[CentralLatMin=50&txtCentralLongDeg=71&txtCentralLongMin=12&optLimit=specDate
&Month=1&Year=2002&Day=1&selRowPerPage=25](#)

Analyses statistiques

Afin d'évaluer les relations linéaires entre les données, un tableau de coefficients de corrélation de Spearman a été construit (annexe 2). Le coefficient de Spearman a été utilisé en raison de l'absence de normalité des données. Le logiciel *SigmaStat 3.0* a été utilisé à cette fin.

Résultats

Caractéristiques trophiques

Lors des campagnes d'échantillonnage effectuées au cours de l'été 2002 et 2003, la concentration en chlorophylle *a* retrouvée au lac Saint-Augustin était de 55 ± 70 µg/L (moyenne \pm SD). Les valeurs étaient comprises entre 3,5 µg/L et 548 µg/L (étés 2002-2003 combinés). Le lac a connu une floraison de phytoplancton en août 2002 notamment due aux cyanobactéries, alors que les mois d'août et septembre 2003 ont été dominés par les dinoflagellés du genre cf. *Peridiniopsis*. Les activités aquatiques ont été interdites en août 2002. La profondeur du disque de Secchi était en moyenne de 155 cm avec une valeur minimum de 44 cm. La moyenne de toutes les données de phosphore total était de 64 µg/L, alors que le phosphore réactif soluble était près de 7 µg/L. Le lac Saint-Augustin est donc un lac où se déroule une très grande productivité phytoplanctonique. Tous ces indices lui confèrent le statut de lac eutrophe-hypereutrophe (Carlson 1977).

Cycles de stratification et de mélange

Les données de température obtenues à partir de l'*Hydrolab* (Figure 1-2A) indiquent que le lac Saint-Augustin a toujours connu des différences de plus de 1°C entre les extrémités de la colonne d'eau entre le mois de juin et le mois de septembre 2002. Cependant, avec les données de température enregistrées aux ~15 minutes, plus de vingt épisodes d'isothermie ont été enregistrés entre juillet et octobre 2002 (Figure 1-2B), soit jusqu'au moment à partir duquel le lac a commencé le mélange automnal. Ces périodes ont toutes été enregistrées durant la nuit. Ceci explique pourquoi les profils de température obtenus à 11h00 avec l'*Hydrolab* n'ont pas permis de détecter ce phénomène (Figure 1-2A). La Figure 1-2B montre la présence de trois périodes en 2002 où des différences importantes de température entre la surface et le fond se sont maintenues en continu (jour et nuit): l'une entre le 17 et le 24 juin, une autre entre le 12 et le 20 août et enfin une dernière plus courte et moins intense entre le 19 et le 23 septembre. L'été 2002 a aussi été l'objet de quatre courtes périodes de mélange: du 6 au 8 août; du 22 au 24 août, du 30 août au 1^{er} septembre et du 11 au 15

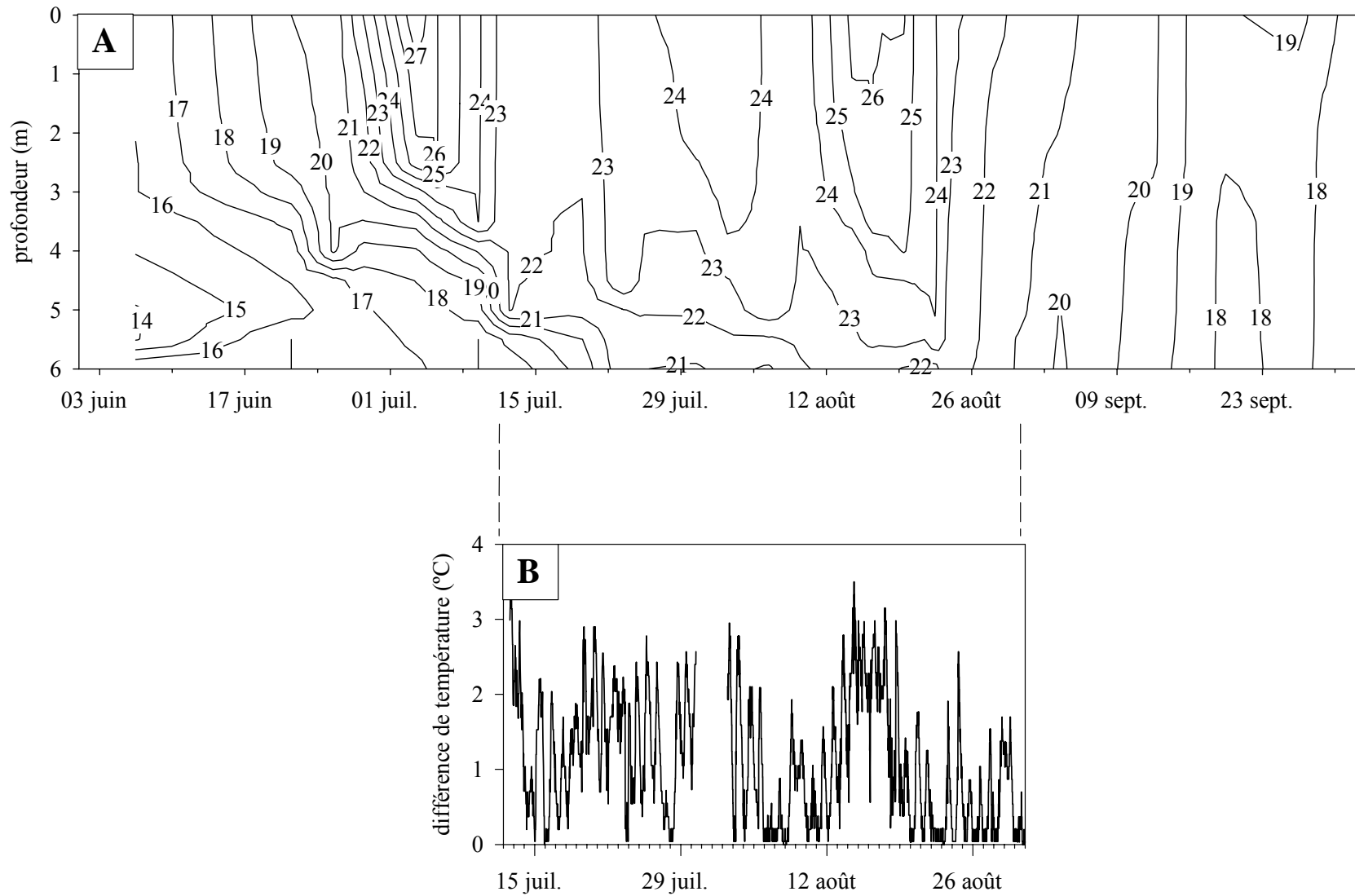


Figure 1-2 A : Profil de température à la station A en 2002 construit à partir des données de température de l'HydroLab obtenues entre 10h00 et 12h00. **B** : Différence de température à la station A entre le hobo à -0,8 m et le hobo à -4,5 m

septembre. Ces périodes sont toutes associées à des précipitations. À partir du 29 septembre, le lac a amorcé son mélange automnal.

Les variations de température de la couche d'eau à la surface du lac étaient fortement corrélées aux variations de température de l'atmosphère ($r_{\text{Spearman}} = 0,736$; $n = 16$; $P = 0,034$) (Figure 1-3A). Un autocorrélogramme permet de distinguer la présence de cycles dans une série de données (Legendre et Legendre 1998). Il s'agit de déterminer les coefficients de corrélation entre les mêmes données mais avec différents décalages successifs entres-elles. Le corrélogramme construit à partir des différences entre la température de surface et la moyenne quotidienne de température indique un cycle de 24h (Figure 1-4). Ce cycle est aussi perceptible lorsque les données brutes de température de l'eau sont plutôt utilisées. Mais dans ce cas, le fait que les données pour l'ensemble de l'été aient été classées par rang pour le calcul du coefficient de corrélation de Spearman, cela donne lieu à une courbe particulière où les coefficients ne peuvent être négatifs et demeurent très corrélés entre eux après plusieurs décalage ou, autrement dit, après une longue période de temps. Ce cycle de 24h montre que la température de l'eau de surface est minimale durant la nuit. Ce refroidissement de l'eau de surface durant la nuit est combiné au fait que la couche d'eau profonde (à 4,5 m) est soumise au vent par le processus de seiche interne. Celle-ci entraîne la masse d'eau de surface vers le bas dans la région de la station F où les données de température de l'eau ont été enregistrées. La Figure 1-5 montre que les maximums de température retrouvés à 4,5 m sont observés à environ 1h00AM, soit 5 heures après l'arrêt du vent qui survient généralement vers 20h00. L'influence du vent est perceptible par l'analyse de la ligne des isothermes entre les stations pour une même journée. La Figure 1-6 permet de constater que les lignes s'enfoncent d'environ 1,5 m vers l'aval du vent entre la station B et A.

Dynamique de la chlorophylle *a*

La concentration moyenne en chl*a* pour les stations A, B et C près de la surface était relativement stable en début d'été, soit $\sim 11 \mu\text{g/L}$ jusqu'au 23 juillet (Figure 1-7). Elle a augmenté légèrement jusqu'au 6 août, puis rapidement à partir de cette date, pour atteindre une valeur maximale de $166 \mu\text{g/L}$ lors d'une floraison le 19 août. La chl*a* a ensuite diminué

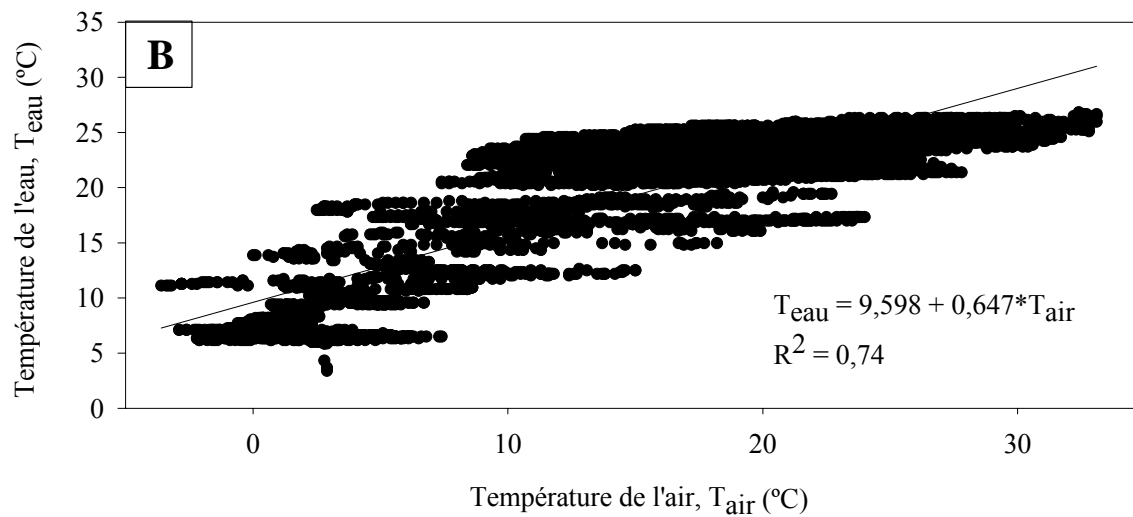
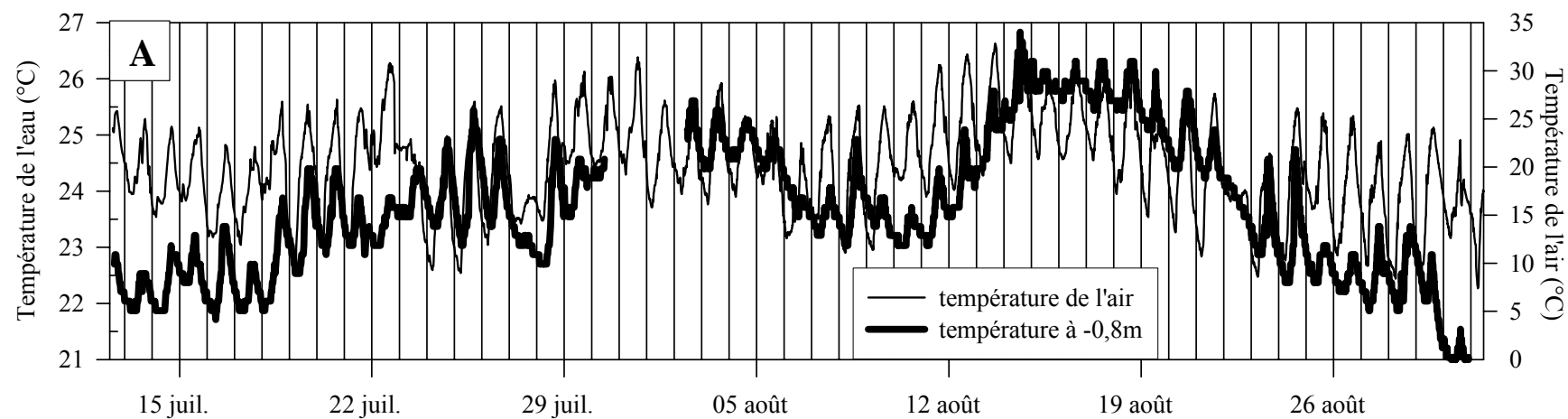


Figure 1-3 A : Température de l'air et de l'eau à -0,8 m durant l'été 2002. **B** : Régression entre la température de l'air et de l'eau à -0,8 m.

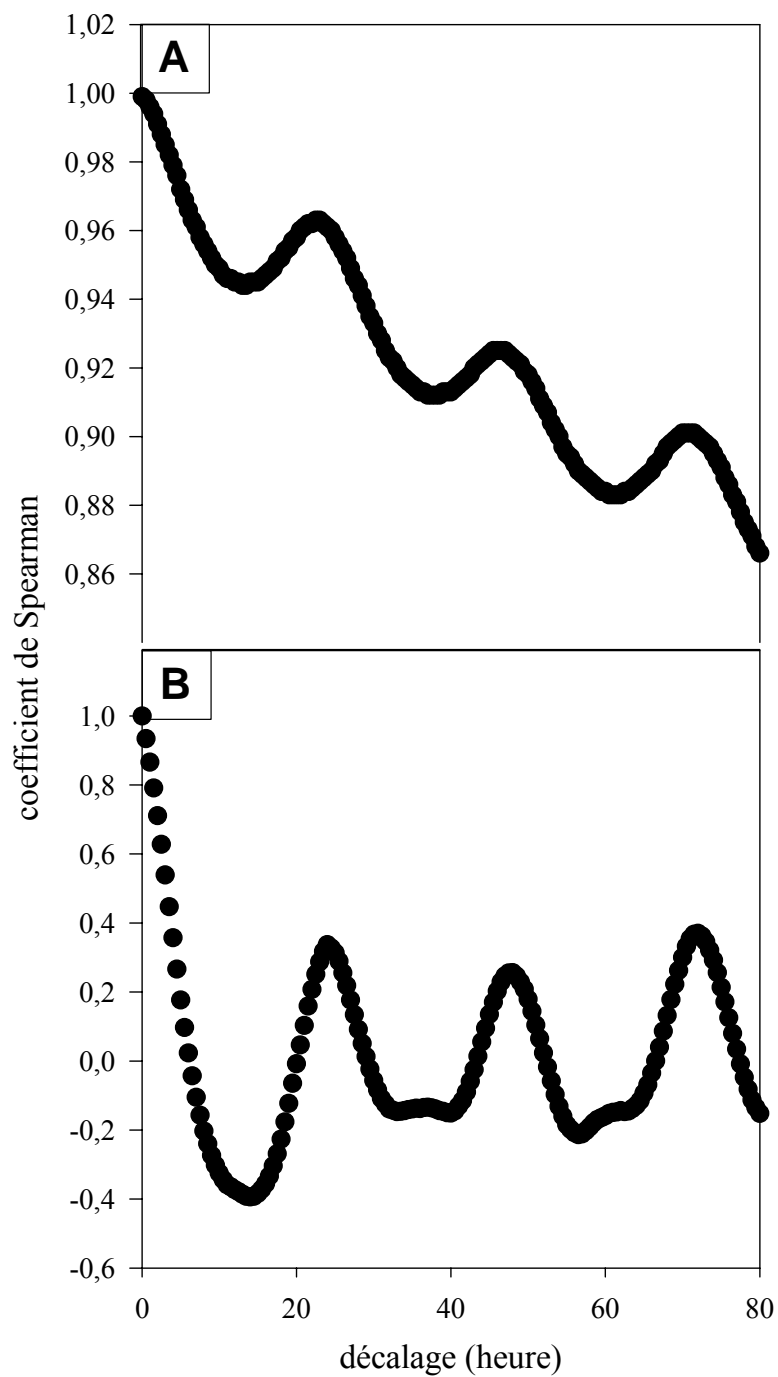


Figure 1-4 Autocorrélogrammes de **A** : la température de l'eau à 0,8 m et **B** : la différence de température de l'eau à 0,8 m et la moyenne de température de la journée.

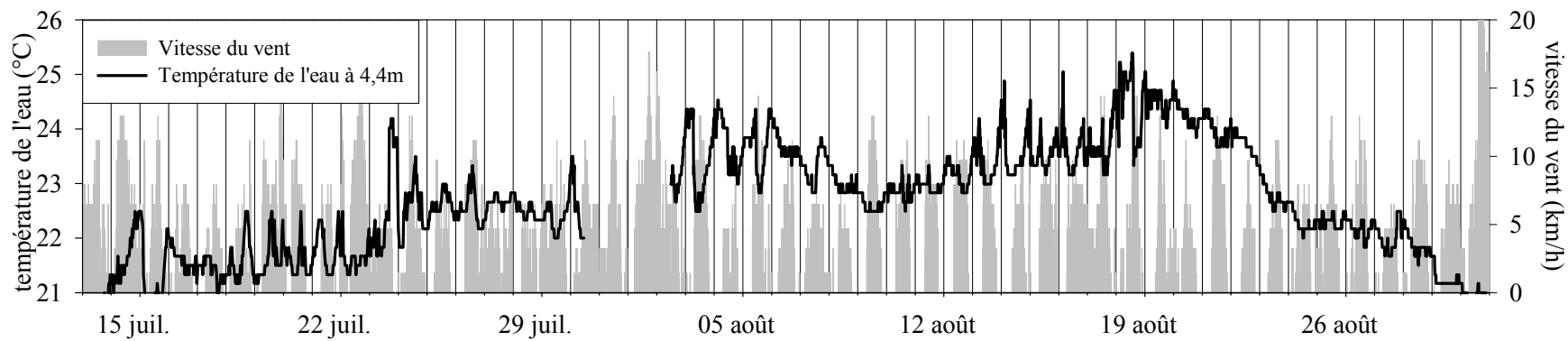


Figure 1-5 : Vitesse du vent et température de l'eau à 4,4 m de profondeur à l'été 2002 mesurés aux stations M et F respectivement.

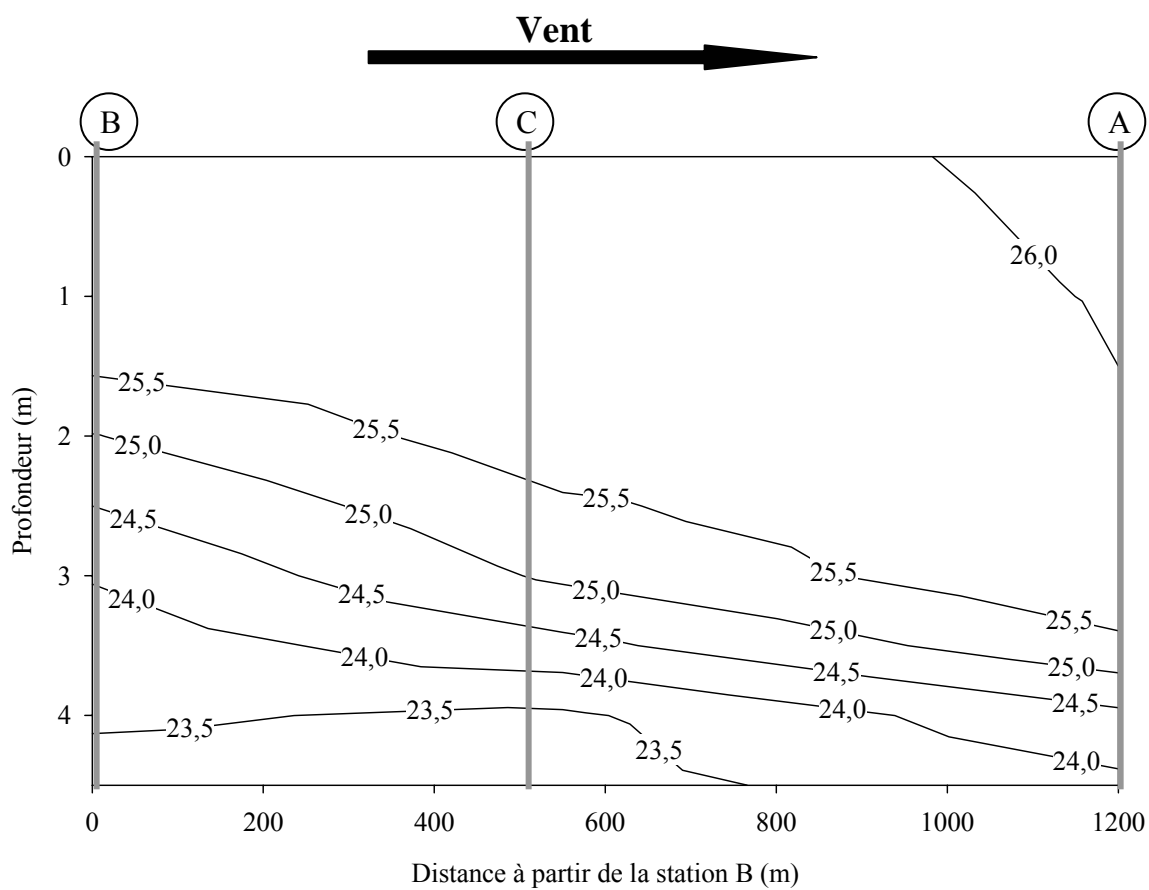


Figure 1-6 Isothermes du 16 août 2002 établies à partir des données obtenues aux stations A, B, C entre 10h00 et 12h00. La profondeur se limite à 4,5 m. Les données concordent avec le schéma de la figure 1-2.

rapidement jusqu'à une valeur de $\sim 18 \mu\text{g/L}$ le 23 octobre. La concentration en chl a à 4,5 m est corrélée négativement au degré de stratification sur 24h établi par la différence de densité entre la surface et à 4,5 m ($r = -0,51$; $P = 0,002$; $n = 36$). Cependant, la chl a en surface n'est pas corrélée avec les différences de densité.

Propriétés optiques

Tel qu'attendu, la profondeur de la zone euphotique (Z_{eu}) et les valeurs de coefficients d'absorption du PAR (K) sont presque parfaitement corrélées entre-elles avec un coefficient de corrélation de $-0,94$ ($P < 0,001$; $n = 42$). Les corrélations entre la chl a en surface et Z_{eu} et K et sont assez fortes (Figure 1-8) ($r_{Z_{\text{eu}}} = -0,66$; $P < 0,001$; $n = 41$; $r_K = 0,63$; $P < 0,001$; $n = 42$). Les coefficients de corrélation établis avec la chl a à 4,5 m sont encore plus élevés, avec $r_{Z_{\text{eu}}} = -0,72$ ($P < 0,001$; $n = 41$) et $r_K = 0,79$ ($P < 0,001$; $n = 42$). Z_{eu} et K suivent donc le même profil que celui de la chl a tout au long de l'été. Z_{eu} et K sont fortement corrélés avec le phosphore total (PT) ($r > 0,8$ en surface ou à 4,5 m) et plus faiblement corrélés avec le phosphore réactif soluble à 4,5 m ($r_{Z_{\text{eu}}} = -0,49$; $P < 0,01$; $n = 29$ et $r_K = 0,41$; $P < 0,05$; $n = 30$).

Des données de turbidité ont été obtenues à l'aide d'un profileur CTD (Wetlabs) le 28 octobre 2003. La Figure 1-9 indique que le maximum de turbidité ne se situe pas à la même profondeur à chacune des stations. La station B, en amont du vent, possède un maximum de turbidité près du fond, alors qu'à la station D, en aval, la turbidité est plutôt homogène sur toute la colonne d'eau.

Dynamique des éléments nutritifs

La concentration en phosphore réactif soluble (SRP-P) en surface connaît une grande variabilité, les valeurs oscillant entre $0,7$ et $34,8 \mu\text{g/L}$ (Figure 1-10). Le SRP-P demeure constant en début d'été avec une valeur moyenne de $1,49 \mu\text{g/L}$ jusqu'au 30 juillet. Il augmente à $13,9 \mu\text{g/L}$ le 9 août, décroît ensuite jusqu'à son niveau initial, augmente une seconde fois à $7,8 \mu\text{g/L}$ le 20 août, pour retourner à son niveau initial et enfin augmenter à

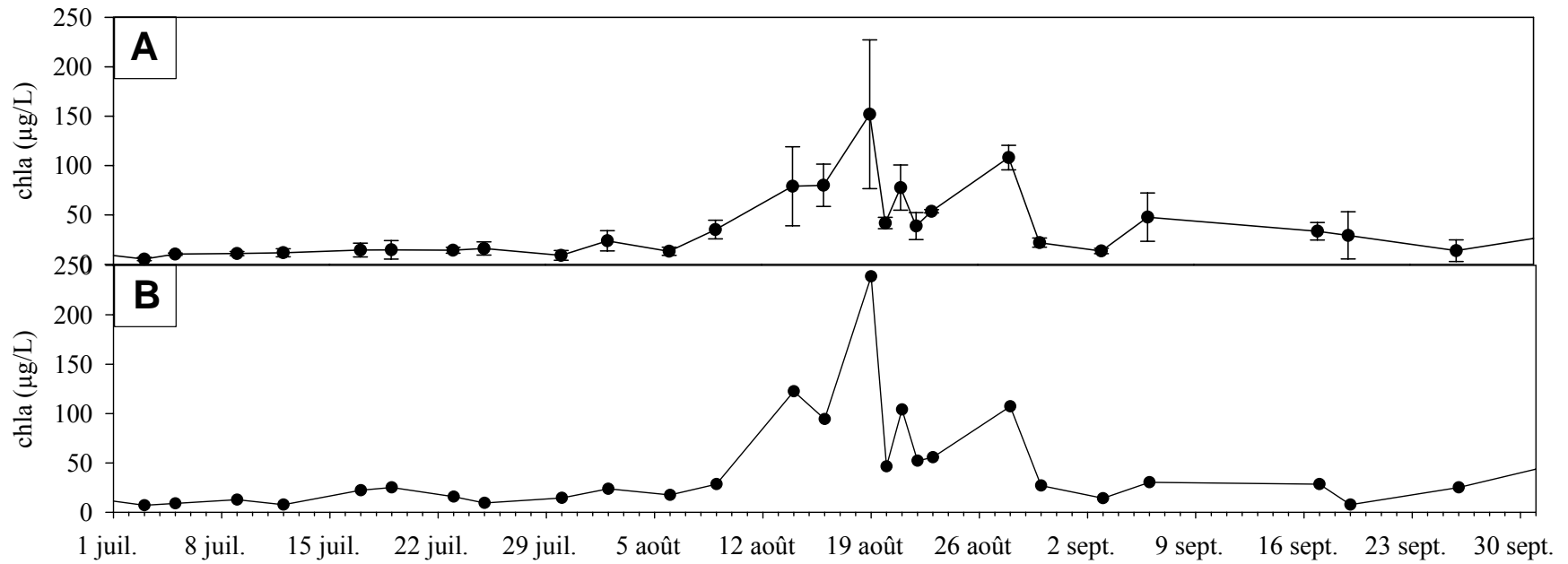


Figure 1-7 Évolution temporelle de chl a en surface à l'été 2002 **A** : moyenne des stations ± écart-type
B : station A seulement

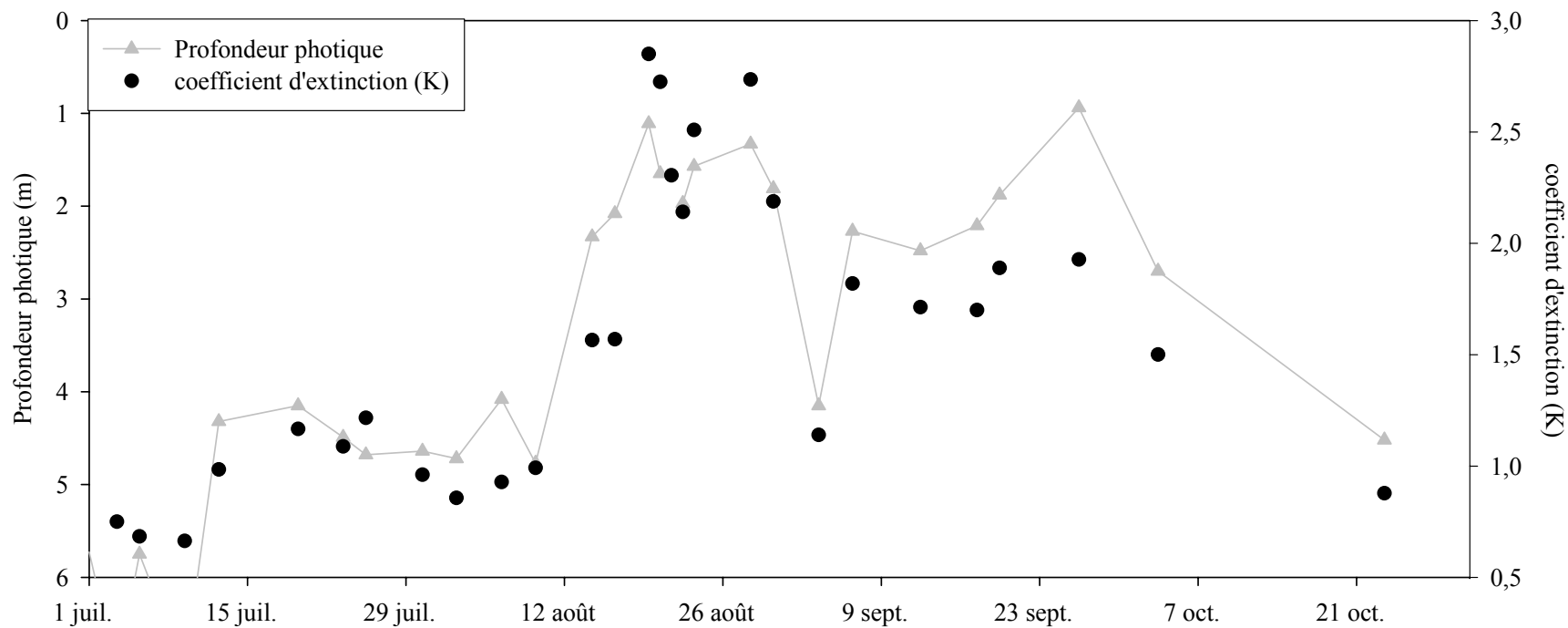


Figure 1-8 Profondeur euphotique et coefficient d'extinction (K) à la station A à l'été 2002.

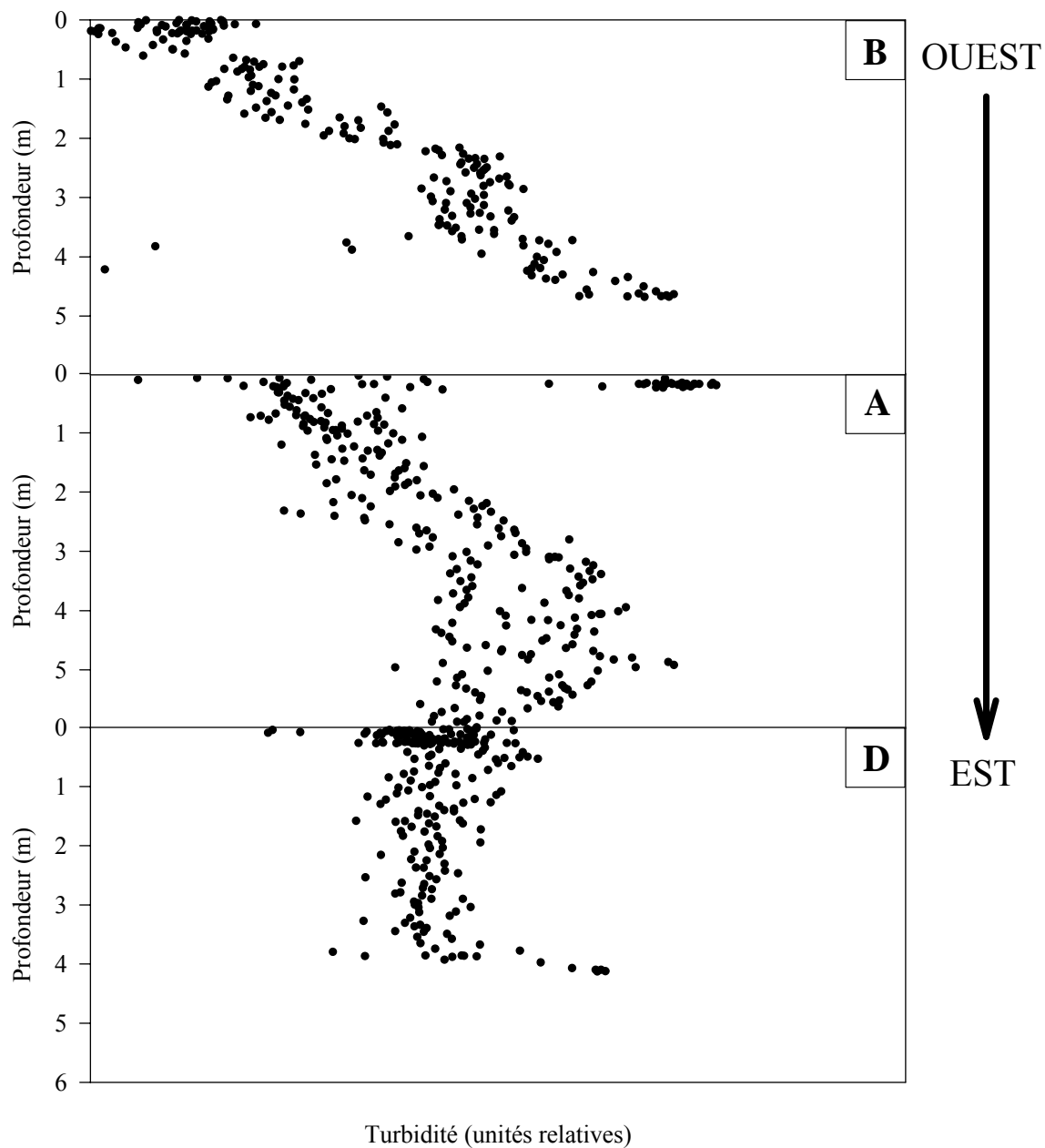


Figure 1-9 Profils relatifs de turbidité aux stations A,B,D obtenus le 28 octobre 2003. Les stations ont été présentées selon leur position, de l'ouest vers l'est.

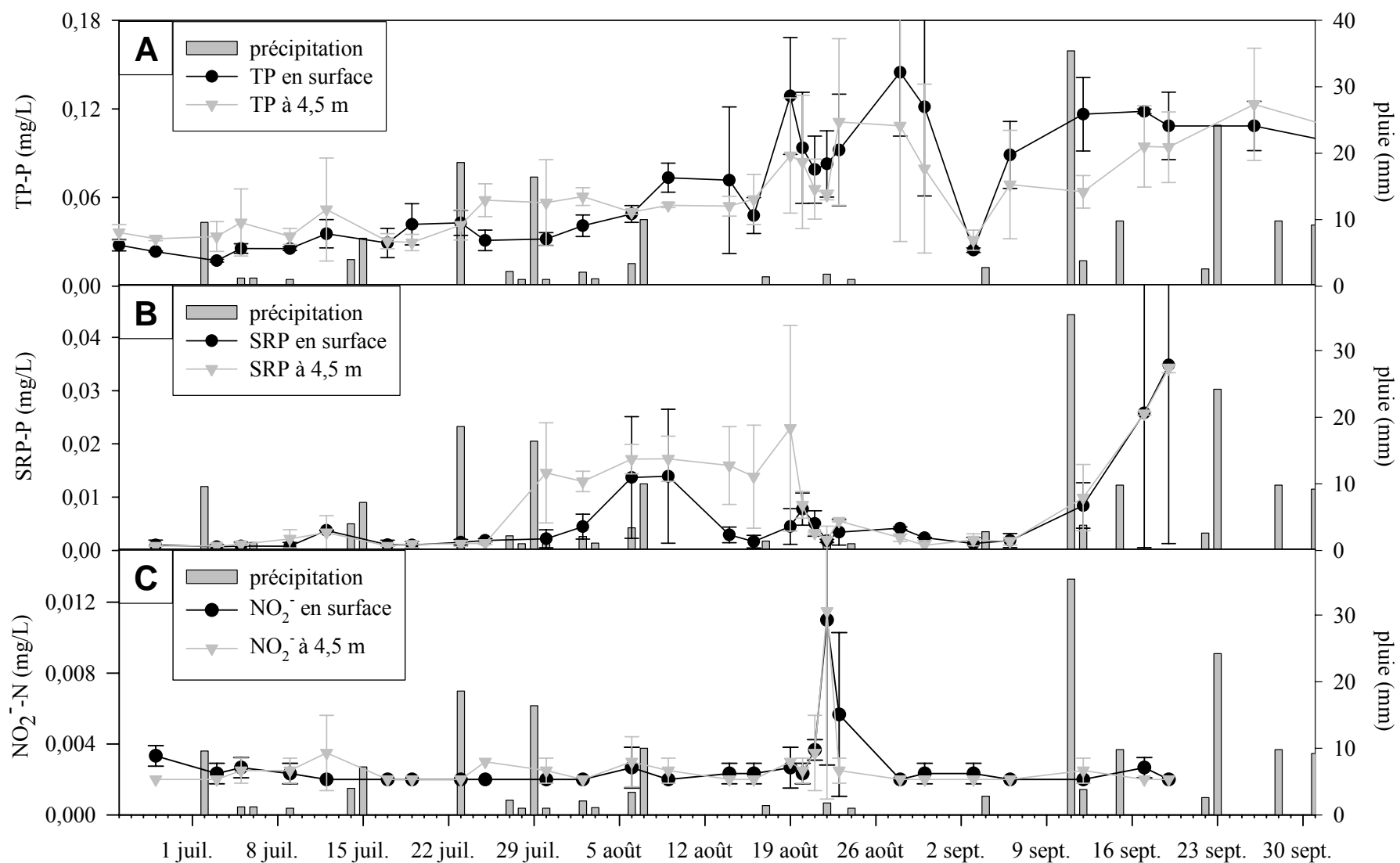


Figure 1-10 Évolution durant l'été 2002 de la moyenne pour les trois stations de la concentration en **A** : phosphore total (PT) **B** : phosphore réactif soluble (SRP) **C** : nitrite (NO_2^-)

sa valeur maximale à 34,8 µg/L le 19 septembre. L'évolution du SRP à 4,5 m de profondeur suit la même tendance que celle en surface avec cependant des valeurs plus élevées lors des maxima.

La concentration en phosphore total (PT-P) en surface, d'une valeur de 28 µg/L le 25 juin, augmente à une valeur maximale de 129 µg/L le 19 août. Le PT-P chute rapidement de 81% après ce pic pour atteindre 24 µg/L le 3 septembre. Le PT-P augmente de nouveau en quintuplant pour s'établir à 118 µg/L le 18 septembre et diminuer graduellement par la suite. Le PT situé à 4,5 m de profondeur suit la même tendance avec des valeurs similaires. L'augmentation marquée du PT à partir du 16 août survient après que le SRP ait atteint une valeur minimale à cette date.

Les concentrations en nitrite (NO_2^- -N) ont été utilisées comme moyen d'évaluer le mélange de l'eau près du fond vers la surface, c'est-à-dire le brassage de masse d'eau sous des conditions réductrices et anoxiques. Les concentrations à la surface et à 4,5 m étaient près de la valeur de détection de 2 µg/L ou en dessous de celle-ci jusqu'au 21 août, après quoi elles ont augmenté pour atteindre une valeur maximale de 11 µg/L le 22 août. Le NO_2^- -N est redescendu à des valeurs près de 2 µg/L le 28 août et ce jusqu'à la fin de l'été. Seul au début du mois d'août 2002, le NO_2^- en surface a connu une légère augmentation.

Le PT est fortement corrélé avec la *chl*_a (en surface ou à 4,5 m), le coefficient de corrélation oscillant entre 0,65 et 0,85 (selon les combinaisons PT-P et *chl*_a). Le SRP est aussi corrélé avec la *chl*_a, mais les coefficients sont plus faibles tout en demeurant significatifs ($P < 0,05$), les valeurs de coefficients oscillant entre 0,37 et 0,47. Seule la combinaison *Chl*_a-surface/SRP-surface a démontré une corrélation non significative.

Des corrélations négatives ont aussi été calculées entre la moyenne de différence de densité calculée sur 24 heures, soit un indice de stratification à court terme et 1) le PT en surface à la station A ($r = -0,45$; $P = 0,023$; $n = 25$) et 2) le PT à 4,5 m à la station A ($r = -0,65$; $P < 0,001$; $n = 25$). La différence de densité calculée sur 12 heures et le SRP en surface à la station A a révélé une bonne corrélation avec un coefficient de $-0,52$ ($P = 0,009$; $n = 24$).

Les concentrations en SRP en surface et à 4,5 étaient pratiquement similaires en début d'été (Figure 1-11). À la fin juillet, le SRP en profondeur a commencé à augmenter et une différence importante s'est développée entre la surface et le fond. Cette différence s'est ensuite atténuée entre le 6 et 9 août pour atteindre un sommet le 19 août, à près de 20 µg/L, puis a chuté subitement, devenant pratiquement nulle le 20 août et ce, pour le reste de l'été.

Les corrélations impliquant les nitrites n'ont pas été considérées car 64% des données étaient inférieures ou égales au seuil de détection.

Dynamique de l'oxygène

À la station A, la concentration en oxygène dissous en surface (Figure 1-12) était relativement constante jusqu'au 9 août en oscillant entre 9 et 11 mg/L. Entre le 9 et le 19 août, l'oxygène dissous a augmenté rapidement pour se maintenir à des valeurs près de 14 mg/L. L'oxygène dissous est redescendu à des valeurs inférieures à 11 mg/L entre le 20 août et le 28 août. Un second pic a été observé entre le 28 août et le 3 septembre après lequel les valeurs ont diminué pour se maintenir entre 6,5 et 8,5 mg/L. Des concentrations plus faibles et plus variables d'oxygène ont été observées à 4,5 m. À cette profondeur, des conditions d'hypoxie et d'anoxie (<2 mg/L) se sont développées du 3 au 9 juillet, le 2 août et du 14 au 20 août. À l'exception de ces périodes, l'oxygène dissous a oscillé entre 3,6 mg/L et 10,4 mg/L. À 6 m cependant, c'est-à-dire dans la cuvette la plus profonde du lac, l'anoxie s'est maintenue de façon continue entre le 25 juin et le 3 septembre, à l'exception de la période entre le 22 et le 30 août où l'oxygène dissous a augmenté jusqu'à des valeurs supérieures à 7 mg/L. Après le 3 septembre, l'oxygène s'est maintenu à une valeur moyenne d'environ 5 mg/L (Figure 1-13).

Il est important de noter que les descriptions faites ci-dessus pour l'oxygène s'appliquent à la situation retrouvée vers 11h00. Aucune donnée n'ayant été recueillie durant la nuit, il serait hasardeux de présumer, par exemple, que l'anoxie retrouvée à 4,5 m s'est maintenue 24h/24 compte tenu du mouvement des couches d'eau tel que décrit plus haut.

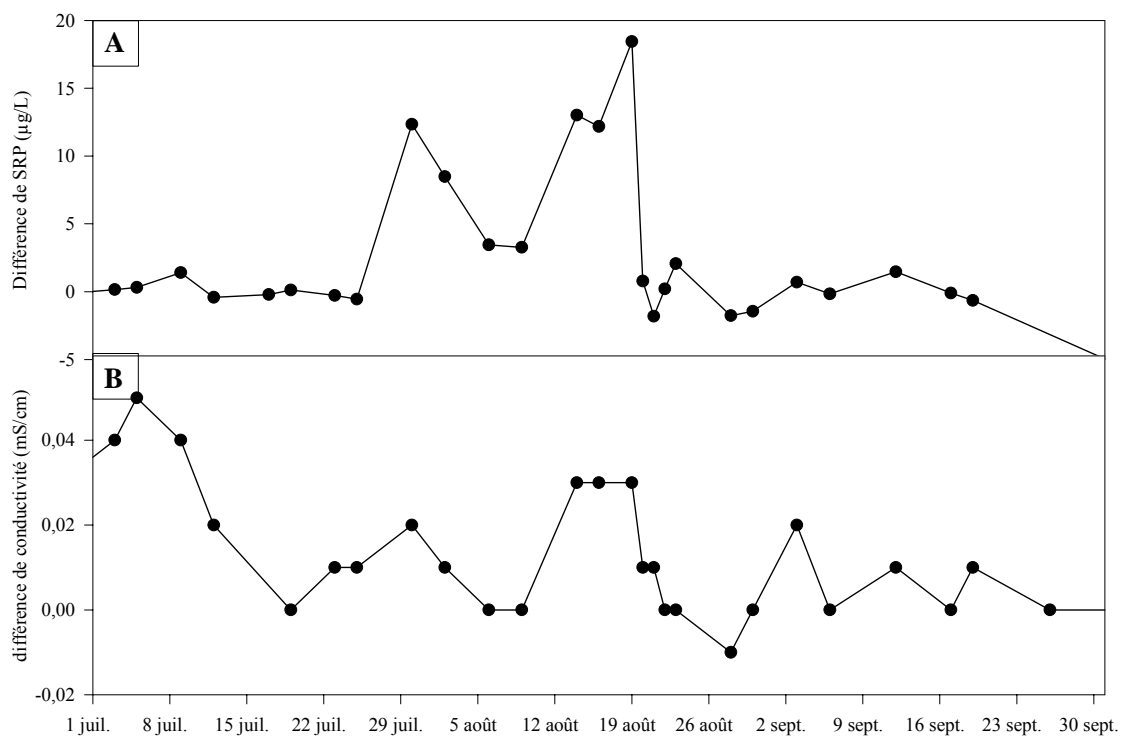


Figure 1-11 Différence entre 4,5 m et la surface à l'été 2002 pour **A** : le phosphore réactif soluble (SRP) et **B** : la conductivité. Le coefficient de corrélation est non significatif entre les deux variables.

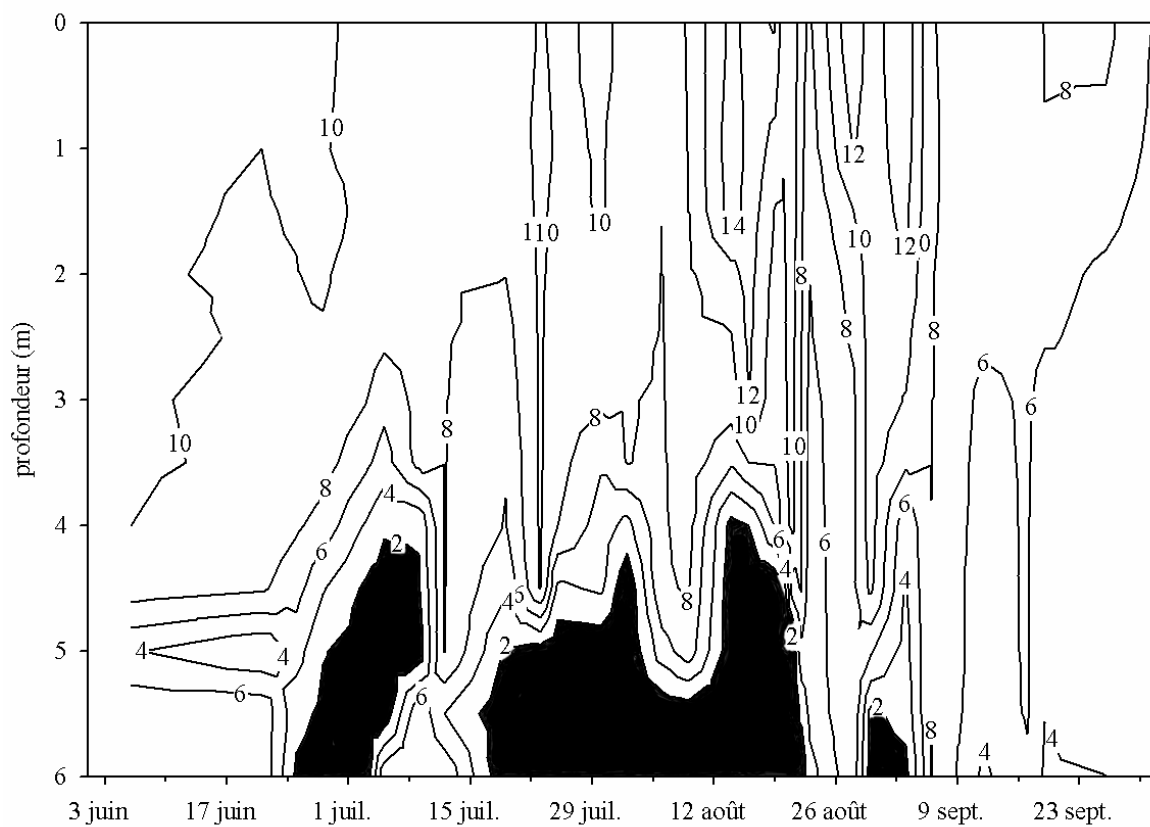


Figure 1-12 Profil de l'oxygène au cours de l'été 2002 construit à partir des données de l'HydroLab obtenues entre 10h00 et 12h00. Les zones anoxiques sont indiquées en noir.

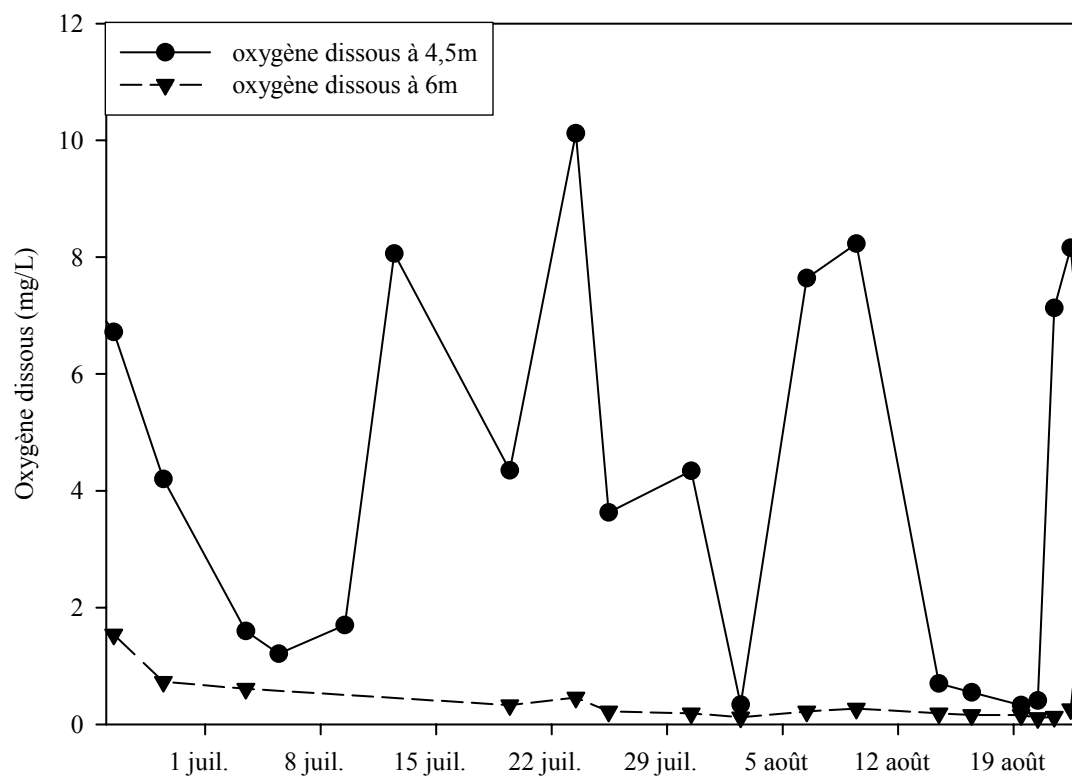


Figure 1-13 Évolution temporelle de l'oxygène au site A à 4,5 m et 6 m de profondeur en 2002.

L'oxygène dissous à la station A est corrélé avec la moyenne de différence de densité entre la surface et 4,5 m calculé sur 24h. L'oxygène dissous à la surface est corrélé de façon maximale à la moyenne des différence de densité calculée sur 24h ($r = 0,61$ $P < 0,001$; $n = 36$). Pour l'oxygène dissous à 4,5 m, le coefficient est maximal ($r = -0,46$; $P = 0,0051$; $n = 35$) lorsqu'il est comparé à la moyenne de différence de densité calculée plutôt sur 72 heures. Cette corrélation est encore plus forte lorsque l'oxygène dissous à 6 m est comparé avec la différence de densité calculée sur 130 heures, avec un coefficient de $-0,87$ ($P < 0,001$; $n = 33$).

L'oxygène dissous à 4,5 m est fortement corrélé au pH à 4,5 m ($r = 0,63$; $P < 0,001$; $n = 44$) et à la température de l'eau en surface ($r = -0,575$; $P < 0,001$; $n = 44$). La Figure 1-14 montre que, lorsque la température en surface augmente et accentue la différence de température aux extrémités de la colonne d'eau, l'oxygène à 4,5 m chute presque instantanément alors que l'oxygène en surface suit une tendance inverse en augmentant.

Conductivité

Les données de conductivité du lac Saint-Augustin révèlent que la charge ionique est élevée, avec des valeurs en surface supérieures à $700 \mu\text{S}/\text{cm}$. Certaines espèces de diatomées associées aux milieux salés ont même fait leur apparition récemment (Roberge 2003) Par comparaison, le lac Saint-Charles, l'un des réservoirs d'eau potable de la ville de Québec, possède une conductivité plus de 10 fois moins élevée, soit de $62,5 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Légaré 1998). L'origine de cette conductivité élevée n'a pas été démontrée mais Roberge (2003) avance l'hypothèse que les fondants utilisés durant l'hiver pour entretenir l'autoroute 40 située à proximité du lac pourrait être responsables. Dû à un problème de calibration, les données de conductivité n'ont pu être utilisées pour tracer un profil temporel au cours de l'été 2002.

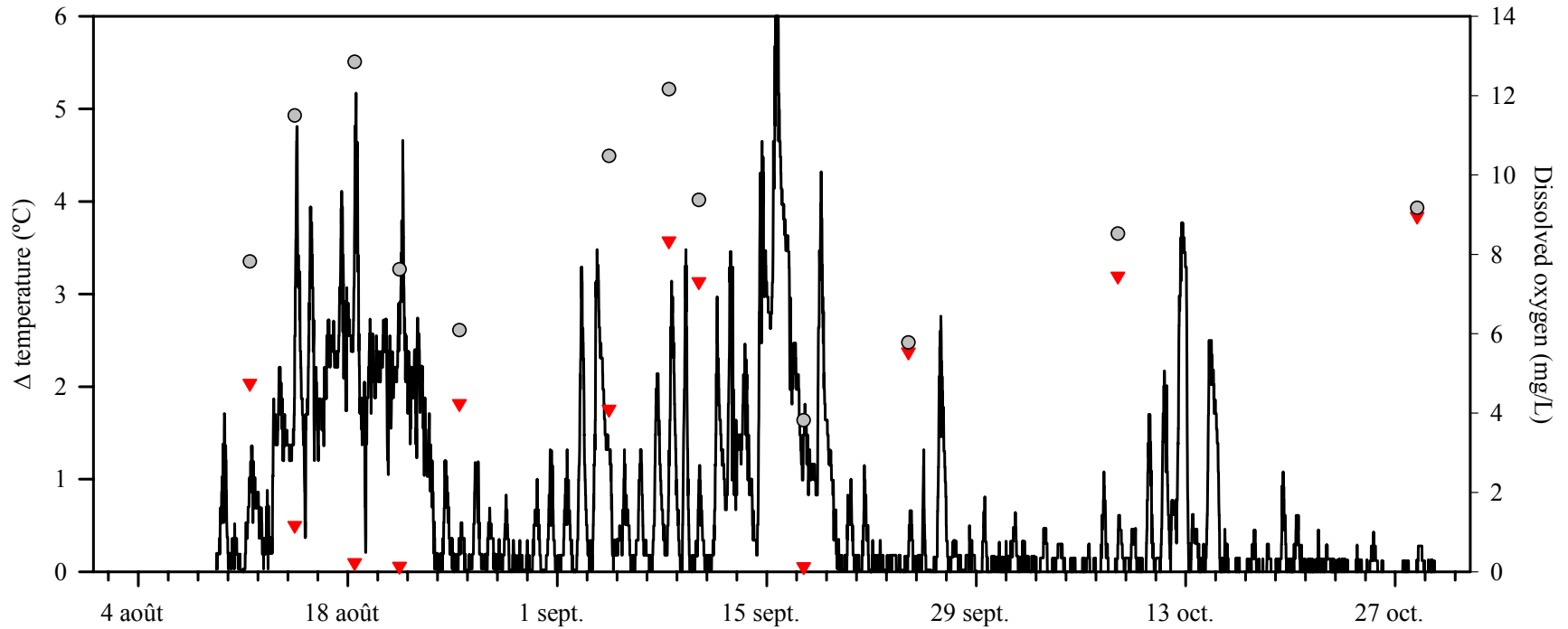


Figure 1-14 Différence de température de l'eau entre 0,15 m et 4,5 m; oxygène dissous en surface et oxygène dissous à 4,5 m durant l'été 2003 à la station B. L'oxygène près du fond a tendance à diminuer lors de la stratification, alors qu'en surface, l'oxygène a tendance à augmenter.

Hétérogénéité spatiale

Une grande hétérogénéité spatiale pour plusieurs caractéristiques limnologiques a été observée entre la station B, située à l'extrémité ouest du lac, et la station A, située à environ 1300 mètres plus loin vers l'est. La chl a en surface différait entre les deux stations en moyenne de 41 $\mu\text{g/L}$ ($n= 36$), les écarts pouvant aller jusqu'à 322 $\mu\text{g/L}$. La chl a à 4,5 m varie relativement moins avec un écart maximal de 117 $\mu\text{g/L}$ et un écart moyen de 29 $\mu\text{g/L}$.

Pour la profondeur de Secchi, l'écart maximal mesuré a été de 155 cm entre les deux stations alors que la moyenne des différences est de près de 35 cm (soit 21% de la valeur moyenne de 169 cm pour l'été 2002).

En surface, l'oxygène dissous et le pH ont montré beaucoup de variation entre les stations. Les différences les plus élevées en oxygène étaient supérieures à 5 mg/L, mais en moyenne, elles étaient près de 1,25 mg/L. La différence maximale observée du pH a été de 0,84 unité, alors que la moyenne est de 0,2 unité. Les différences sont encore plus marquées à 4,5 m. Les écarts en oxygène dissous pouvaient atteindre 9,6 mg/L, témoignant de la différence entre une zone oxique et anoxique. L'écart moyen était de près de 2 mg/L. L'écart de pH maximal a été de 1,55 avec une moyenne des écarts de 0,3 unité à cette profondeur.

La conductivité a été relativement stable dans l'espace avec un coefficient de variation de 0,6% avec une moyenne pour l'été qui s'élève à environ 0,75 mS/cm. Compte tenu que le lac possède une grande conductivité (10 fois plus que le lac Saint-Charles par exemple), le fait de diviser par une grande valeur donne un CV faible.

La température a été relativement constante en surface, avec un écart moyen entre les stations A et B de 0,28 °C et un écart maximal de 1,71 °C. L'écart était plus prononcé à 4,5 m avec une moyenne de 0,44 °C et une valeur maximale de 2,15 °C. Les températures moyennes de l'eau durant l'été se situaient entre 20 °C et 22 °C. Les écarts représentent 1% à 11% de la moyenne.

Des écarts importants ont aussi été observés entre les stations pour le phosphore total (PT-P) et le phosphore réactif soluble (SRP-P). En surface, l'écart moyen était de 33 µg/L pour le PT-P, ce qui correspond à 41% de la valeur moyenne de 79 µg/L. Pour le SRP-P, l'écart moyen était de 2,3 µg/L, soit 37% de la moyenne de 6,2 µg/L. En profondeur, on observe des écarts aussi importants. Le PT-P a différé en moyenne de 30 µg/L ou 42% de la moyenne de 70 µg/L. Le SRP-P a connu des variations encore plus grandes correspondant à 100% de la valeur moyenne de 7 µg/L. Les nitrites n'ont pas été analysés statistiquement car les valeurs étaient trop souvent semblables (près du seuil de détection).

Influence du vent

L'hétérogénéité décrite ci-dessus apparaît être liée à la direction du vent précédant la journée d'échantillonnage (Figure 1-15 et Tableau 2). En ce qui concerne la *chl_a* en surface, elle se retrouve significativement plus concentrée à la station A (en aval du vent) qu'à la station B dans 87% des cas lorsque le vent provient de l'ouest (n= 23). De même, les écarts entre la *chl_a* à 4,5 m sont plus élevés en aval du vent dans une proportion de 65% (n= 23). Cependant, lorsque le vent souffle de l'est, aucune tendance ne se démarque pour la *chl_a* en surface, celle-ci étant plus concentrée en l'aval ou en amont dans une proportion équivalente. La *chl_a* à 4,5 m, quant à elle, est plus concentrée en amont (station A) dans 69% des cas lorsque le vent souffle de l'est (n= 13).

La profondeur de Secchi est elle aussi corrélée avec la direction du vent, les valeurs étant plus faibles en aval dans 81% des cas lorsque le vent vient de l'ouest (n= 22). Cependant, il n'y a pas de tendance observable avec un vent d'est.

Les valeurs d'oxygène dissous et de pH en surface suivent la même la tendance. Dans 77% des cas pour l'oxygène dissous et 64% des cas pour le pH (n= 22), des valeurs plus élevées sont observées à l'est (station A) lorsque le vent de la journée précédant l'échantillonnage provenait de l'ouest. Par contre, à l'image de la *chl_a*, aucune tendance n'apparaît si le vent

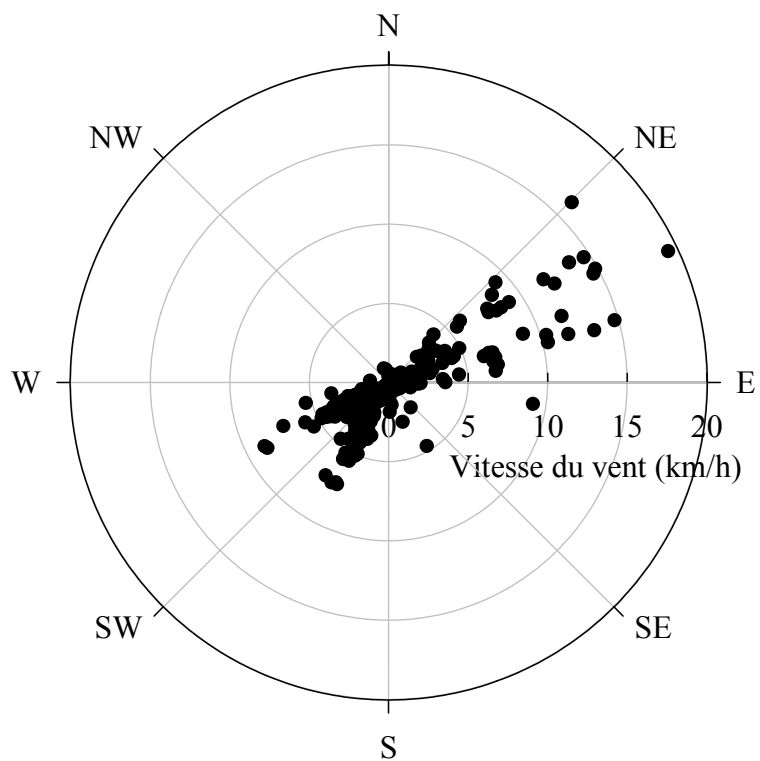


Figure 1-15 Direction et vitesse moyenne quotidienne du vent pour les étés 2002 et 2003.

vient de l'est. Aucune tendance n'a été observée entre la direction du vent de la journée précédente et les caractéristiques limnologiques à 4,5 m de profondeur.

La température en surface était plus chaude en aval d'un vent d'est (station B) dans 71% des cas (n= 14) alors qu'aucune association n'émerge entre le vent d'ouest et la température de l'eau aux stations A et B. En profondeur, c'est avec un vent d'ouest que se dégage une tendance, alors que l'eau la plus chaude se trouve en aval (à la station A) dans 82% des cas (n= 22).

En surface, lorsque le vent provient de l'ouest la journée précédente, plus de PT est retrouvé en aval (à la station A) dans 88% (n= 16). Pour le SRP, il n'y a pas de tendance claire qui se dégage lorsque le vent vient de l'ouest. Le tendance peut en fait être formulée ainsi : lorsque le vent souffle de l'ouest, le SRP n'a pas tendance à s'accumuler en amont du vent (station B) dans 81% des cas ($SRP_A \geq SRP_B$) (n= 16). En profondeur, bien que ce ne soit pas significatif, le vent d'ouest semble tout de même exercer une influence puisque plus de PT est retrouvé en aval du vent dans 63% des cas (n= 16). Pour le SRP, la tendance est inverse alors qu'il est plus concentré, dans 63% des cas, en amont du vent à la station B (n= 16). Que ce soit en surface ou en profondeur, le vent d'est ne semble pas amener une différence dans l'abondance du phosphore, à l'exception du PT à 4,5 m qui est plus concentrée à la station A dans 63% des cas.

Tableau 2. Différence relative entre la station B (à l'ouest) et la station A (à l'est) pour les données limnologiques des étés 2002-2003 réparties selon l'origine du vent.

W>E : les valeurs des variables limnologiques sont plus élevées à la station B (ouest) qu'à la station A (est)

E>W: les valeurs des variables limnologiques sont plus élevées à la station A (est) qu'à la station B (ouest)

		Eau en surface		Eau à 4,5 m	
		W>E	E>W	W>E	E>W
Vent d'ouest (n= 23)	Température	36%	50%	9%*	82%*
	Oxygène dissous	18%**	77%**	45%	55%
	pH	27%	64%	41%	55%
	conductivité	50%*	9%*	50%**	14%**
	Chla	9%***	87%***	22%*	65%*
	PT-P	6%***	88%***	31%**	63%**
	SRP-P	19%**	44%**	63%*	19%*
	Secchi	82%**	14%**		
Vent d'est (n= 13)	température	71%*	14%*	21%	57%
	Oxygène dissous	43%	57%	43%	43%
	pH	57%	43%	57%	36%
	conductivité	29%	21%	36%	21%
	Chla	54%	38%	31%	69%
	PT-P	38%	50%	38%	63%
	SRP-P	25%	38%	38%	50%
	Secchi	50%	43%		

Les proportions supérieures à 60% sont indiquées en gras

* P<0,05

** P<0,01

*** P<0,001

Discussion

État trophique du lac

Les données du lac Saint-Augustin indiquent qu'il s'agit d'un lac eutrophe-hypereutrophe. Les indices d'eutrophisation se comparent à d'autres lacs eutrophes à travers le monde (Tableau 3) mais il se rapproche davantage du cas le plus extrême connu, soit le Hartbeespoort Dam (Afrique du Sud). Il s'agit d'un lac hypereutrophe développant des accumulations de cyanobactéries en surface qui forment un tapis de plusieurs dizaines de centimètres d'épaisseur (*hyperscums*). Celles-ci occupent une superficie supérieure à un hectare et contiennent plus de deux tonnes de *chl a* (Zohary et Breen 1989). Le lac Saint-Augustin a aussi développé des écumes à l'extrémité est (voir photos en annexe 4), mais elles n'ont jamais atteint des proportions similaires à celles du Hartbeespoort Dam.

Tableau 3. Comparaison entre le lac Saint-Augustin et différents lacs eutrophes à travers le monde. Les minima et les maxima pour différentes caractéristiques limnologiques sont donnés. [Nd = non déterminé]

	Lac Biwa ^a	Lac Kinneret ^a	Lac Taihu ^b	Lac Rotorua ^a	Hartbeespoort Dam ^c	Lac Saint-Augustin
Chl a (µg/L) (surface)	2 - 17	2 - 37	5 - 23	6 - 24	7 - 537	3,5 - 550
Phosphore total (PT-P) (mg/L)	0,005 - 0,023	0,563 - 0,948	0,005 - 0,75	0,0168 - 0,038	0,5	0,002 - 0,182
Oxygène dissous (sédiments) (mg/L)	3,1 - 11,4	0 - 6,8	nd	6,1 - 11,5	nd	0,1 - 9,0
Secchi (m)	1,5 - 8,7	1,75 - 3,75	0,1 - 2,0	1,8 - 3,2	nd	0,4 - 3,2

^a tiré du site web du *International Lake Environment Committee Foundation* [<http://www.ilec.or.jp/database/database.html>]

^b tiré de Chen et coll. (2003)

^c tiré de Zohary et Robarts (1989)

Changements à court terme

L'échantillonnage effectué en 2002 montre que les caractéristiques du lac sont très dynamiques à l'échelle saisonnière, mais aussi à plus court terme (quelques jours). La stratégie d'échantillonnage ne révélera donc pas le même portrait selon la fréquence choisie pour la récoltes des données, soit de manière classique sur une base mensuelle ou plus fréquemment comme ce fut le cas de la présente étude. Ceci est très bien illustré par les données de température qui présentent des profils différents selon la fréquence d'échantillonnage (Figure 1-16). Par ailleurs, les profils de température construits à partir des données recueillies deux fois par semaine laissent croire que le lac n'est jamais en isothermie avant le refroidissement des températures survenu à la fin du mois de septembre. Pourtant, la Figure 1-2B, construite à partir des données en continue, indique que la température près du fond et en surface sont généralement identiques durant la nuit. Cette information est d'une grande importance car l'homogénéité de la colonne d'eau a des implications sur la dynamique des processus chimiques et biologiques. Le fait de ne pas connaître cette information, comme c'est le cas si aucun échantillonnage n'est effectué durant la nuit, empêche de comprendre pleinement les phénomènes affectant les caractéristiques limnologiques d'un lac. Le lac Saint-Augustin est un lac eutrophe plutôt commun (petit et peu profond) et ce phénomène d'isothermie apparaissant durant la nuit pourrait très bien se retrouver dans d'autres lacs. Ceci met donc en évidence comment le portrait d'un lac dépend fortement de la fréquence des mesures ainsi que du moment de l'échantillonnage.

Ces résultats montrent l'importance des facteurs climatiques, en particulier la température et le vent, en tant que modulateurs des conditions prévalant dans un lac. Au lac Saint-Augustin, les conditions limnologiques se modifient en quelques heures après un changement des conditions météorologiques. Les analyses de corrélation permettent de tracer une chaîne d'événements qui débute par une modification de la température de l'air tel que schématisé par la Figure 1-17. Ces corrélations concordent bien avec celles retrouvées dans la littérature (Wetzel 2001). Mais ce qui est mis en lumière avec la présente

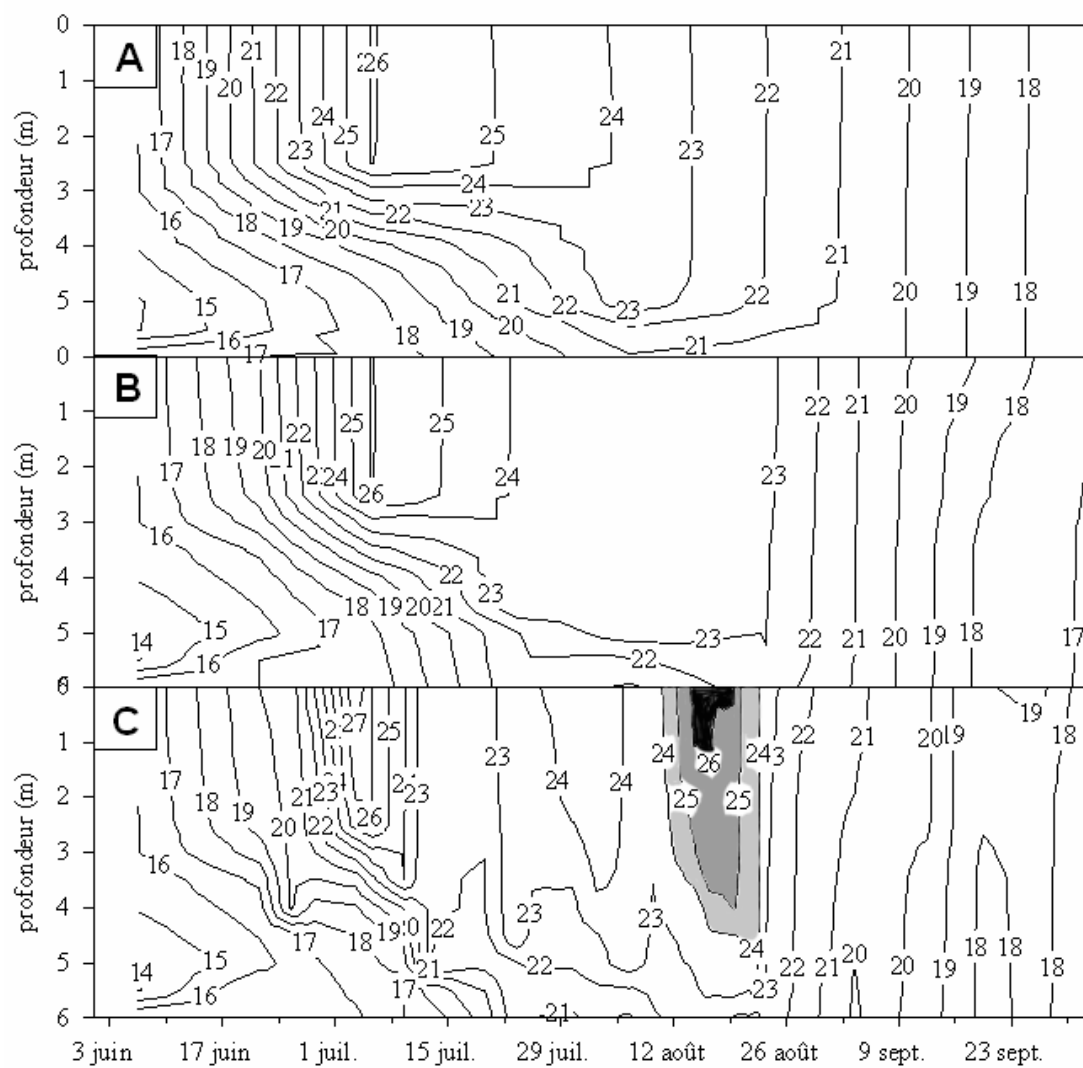
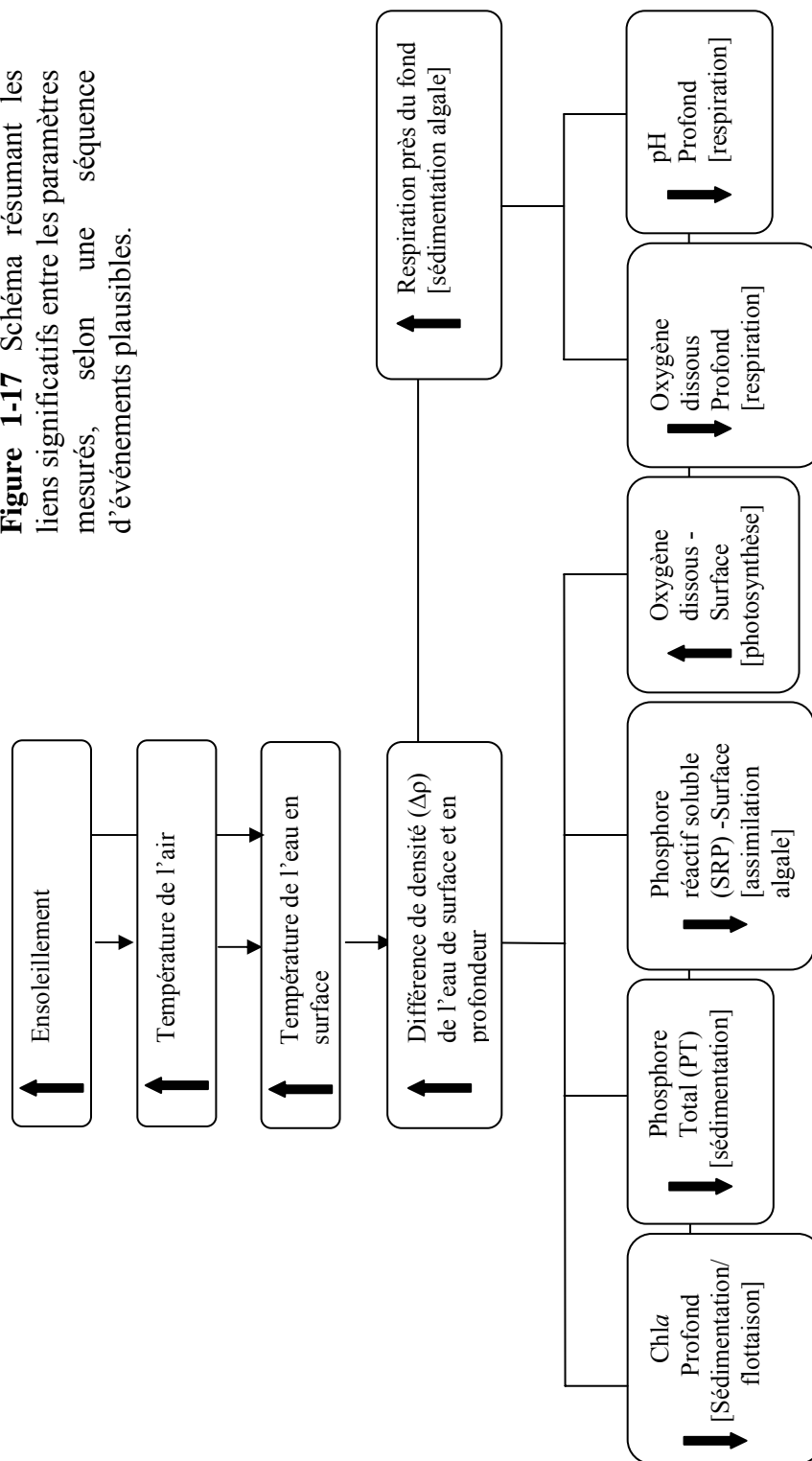


Figure 1-16 Profil de température en 2002 à la station A avec des données obtenues entre 10h00 et 12h00. **A** : une fois par mois; **B** : deux fois par mois; **C** : avec toutes les données. Les données utilisées pour **A** et **B** ont été obtenues avec une sélection des données de **C**.

Figure 1-17 Schéma résumant les liens significatifs entre les paramètres mesurés, selon une séquence d'événements plausibles.



étude est la rapidité avec laquelle les changements surviennent et l'importance de l'alternance de périodes courtes de stratification et de mélange. Puisque la dynamique d'un lac est soumise aux conditions météorologiques et que celles-ci fluctuent sur une échelle de quelques heures, ses caractéristiques limnologiques répondent aussi en quelques heures, comme en témoignent les forts coefficients de corrélation. La réponse initiale du lac serait une augmentation du degré de stratification qui, par la suite, limiterait le mélange et par conséquent, l'homogénéisation de la colonne d'eau. Une autre démonstration qu'un lac répond rapidement aux changements météorologiques est que de manière générale, les coefficients de corrélation diminuent lorsque les moyennes des données météorologiques (température de l'air, vitesse du vent, direction du vent) sont calculées sur une période supérieure à 24 heures. Le temps de réponse semble donc être de 24h, ce qui est consistant avec l'hypothèse de départ. Ces résultats concordent également avec les observations de Harris (1987) qui montrent une modification de l'environnement limnologiques en quelques jours seulement suivant les conditions météorologiques. Tel que déjà mentionné dans l'introduction, l'auteur conclut qu'il devient difficile d'interpréter la dynamique d'un lac à partir d'un échantillonnage typique s'effectuant sur une base mensuelle ou bimensuelle, étant donné que le temps de réponse d'un lac face au forçage météorologique est nettement inférieur à ce délai.

La rapidité des changements à court terme est bien illustrée par la dynamique de l'oxygène (Figure 1-14) alors qu'il ne faut qu'au maximum 48 heures de stratification soutenue pour que la couche d'eau située à 4,5 m passe de conditions oxiques à anoxiques. Des changements rapides surviennent aussi alors que la concentration en oxygène dissous situé juste sous la surface augmente pendant ce même intervalle de temps.

Aux trois stations, le phosphore réactif soluble à 4,5 m (SRP) et le phosphore total (PT) (en surface et 4,5 m) fluctuent aussi rapidement sans suivre de tendance, les valeurs pouvant décupler ou être le cinquième de la valeur mesurée cinq jours auparavant. Malgré qu'aucun répliquat pour les sels nutritifs n'ait été effectué, les valeurs entre les sites pour les mêmes profondeurs étaient toujours du même ordre de grandeur, suivaient la même tendance et ne montraient pas d'aberrances. Les échantillons ne semblent donc pas avoir été l'objet de

contamination. Les corrélations indiquent que ces paramètres chimiques semblent changer en même temps que le degré de stratification des 24 dernières heures ($r > -0,50$). Dans ces conditions, il serait risqué de prétendre comprendre la dynamique d'un lac à partir d'un échantillonnage bimensuel ou de faire un diagnostic de l'état trophique d'un lac à partir d'un échantillonnage ponctuel. Une telle stratégie se révélerait être une très mince approximation de l'état réel d'un lac. Ainsi, une concentration en PT-P de 173 $\mu\text{g/L}$ aurait pu être mesurée à un certain moment au cours de l'été, alors que quatre jours plus tard, cette concentration était de 26 $\mu\text{g/L}$, comme ce fut le cas entre le 30 août et le 3 septembre 2002. Les conclusions quant à l'état trophique du lac, par exemple, seraient donc très différentes si elles avaient été basées sur une seule des deux journées dans un scénario d'échantillonnages hebdomadaires.

L'importante variabilité à court terme des paramètres limnologiques (*chl_a*, PT, SRP, température de l'eau, oxygène dissous, etc.) semble être une caractéristique commune aux lacs. Les résultats de la présente étude concordent avec ceux de Harris et coll. (1980b) montrant de grands changements dans une baie du lac Ontario (Hamilton Harbour) se manifestant en quelques jours. Cependant, ils ne faisaient pas de liens entre cette dynamique à court terme et celle du phytoplancton telles que les floraisons de cyanobactéries.

Il est à noter que le mouvement des bateaux de plaisance ne semble pas avoir un impact sur la profondeur de mélange du lac Saint-Augustin, bien ce facteur puisse parfois jouer un rôle comme l'ont montré Anthony et Downing (2003). Contrairement à leur étude où près de 3000 passages de bateaux ont été recensés en 9 jours, le lac Saint-Augustin n'a jamais connu un tel achalandage lors des visites. Pendant les 90 minutes de notre présence au lac pour l'échantillonnage, l'achalandage se limitait au maximum à trois bateaux moteurs et à trois décollages/amerrissages. Comme aucune visite n'a été effectuée durant les fins de semaines, il n'est pas possible de vérifier l'achalandage durant cette période qui est habituellement plus intense. Cependant, les profils de température obtenus en continu n'ont pas permis de détecter une destruction de la stratification en surface durant les fins de semaines. L'influence de bateaux de plaisance mérite davantage d'investigation.

Réponses différentielles de l'épilimnion et de l'hypolimnion

Les résultats mettent aussi en lumière le fait que les deux couches d'eau du lac, l'épilimnion et l'hypolimnion, réagissent différemment selon les conditions météorologiques. Les profils de température montrent que la température de l'épilimnion change en même temps que celle de l'air. Cela est probablement une conséquence de la radiation nette du soleil plutôt que du transfert de chaleur sensible entre l'atmosphère et l'eau. Par contre, la température l'hypolimnion apparaît être indépendante à court terme de la température de l'air. Les données montrent que la température de l'eau près du fond est maximale peu de temps après minuit alors que la température de l'air (et de l'eau de surface) est près de son minimum quotidien à ce moment. Il est donc clair qu'il n'y a pas d'échange de chaleur entre l'atmosphère et la couche d'eau profonde. Par ailleurs, la fluctuation de température en profondeur ne semble pas être causée par le mélange convectif, car la température chute rapidement après le maximum atteint après minuit. S'il y avait eu un mélange convectif, la température atteindrait éventuellement un équilibre et demeurerait plutôt stable. Elle ne retournerait aux valeurs initiales. De même, la chute de température ne peut être causée de façon directe par le vent, sa vitesse étant généralement nulle ou très faible vers minuit.

Une autre hypothèse pouvant être avancée pour expliquer ces changements à très court terme est l'influence d'une onde interne (seiche). Pour évaluer cette possibilité, la vitesse de propagation théorique d'une seiche a été calculée pour un lac rectangulaire ayant les mêmes caractéristiques que le lac Saint-Augustin (Wetzel 2001):

$$c = \sqrt{\frac{g \times (\rho_h - \rho_e)}{\left(\frac{\rho_h}{z_h} + \frac{\rho_e}{z_e}\right)}} \quad \text{ÉQUATION 1-5}$$

où c est la célérité de la seiche interne (m/s); g est la constante gravitationnelle ($9,81 \text{ m/s}^2$); ρ_e et ρ_h sont respectivement la densité de l'eau de l'épilimnion ($25,5 \text{ °C} = 0,99706 \text{ g/cm}^3$) et de l'hypolimnion ($23,0 \text{ °C} = 0,99766 \text{ g/cm}^3$); z_e et z_h sont respectivement la profondeur de l'épilimnion (1,5 m) et de l'hypolimnion (3 m). Le calcul mène à une célérité théorique de

270 m/h, ce qui concorde bien avec les observations. Lorsque le vent d'ouest cesse vers 20h00, la température de l'eau en profondeur à la station F commence à augmenter de 1 °C en quatre heures, pour atteindre un maximum près de minuit et ensuite redescendre de 1 °C durant les 4 heures suivantes. Puisque la station F se situe à environ 1500 mètres de l'extrémité est du lac, la célérité observée de l'onde est approximativement de 270 m/h,

La pente de la thermocline a aussi été évaluée afin de vérifier si elle concorde avec la valeur théorique. La pente à l'interface entre l'épilimnion et l'hypolimnion est établie théoriquement par :

$$I' = \frac{\tau}{\rho_e g z_e} \times \frac{\rho_e}{(\rho_h - \rho_e)} \quad \text{ÉQUATION 1-6}$$

où I' est la pente de la seiche interne; ρ_e, ρ_h et z_e sont définis tel qu'à l'équation 1-5 ; τ est le cisaillement par le vent défini par $\tau = c_{10} * \rho_a * U_a^2$, où c_{10} est un coefficient empirique ($c_{10} = 1,1 \times 10^{-3}$) établi pour la vitesse du vent prise à 10 mètres au-dessus de l'eau, ρ_a est la densité de l'air ($1,2 \text{ kg/m}^3$) et U_a est la vitesse du vent mesurée à 10 mètres. Avec $U_a = 5 \text{ m/s}$ et les mêmes valeurs de ρ_e, ρ_h et z_e qu'à l'équation 1-5, la pente théorique est de 1,8 m par 1000 m. Ce résultat est similaire aux observations. En effet, les données montrent que les isothermes près de la thermocline sont environ 1,5 m plus profond à la station A qu'à la station B, les stations étant séparées par environ 1200 mètres. Cela correspond à un enfoncement des isothermes de 1,2 m par 1000 m en direction de l'aval du vent (Figure 1-6).

Finalement, la présence d'une seiche peut aussi être perçue par les Hobos situés à l'extrémité est du lac (station D). Durant le jour, les 4 mètres de la colonne d'eau sont généralement bien mélangés, comme en témoignent les températures similaires des Hobos de surface et de fond. Mais lorsque le vent cesse de souffler vers 20h00, presque instantanément la température près du fond amorce une chute rapide, l'eau pouvant perdre parfois 3 °C en 3 heures, alors que la température en surface diminue plus graduellement, environ 1,5 °C en 12 heures, en suivant la température de l'air. Ces chutes de température en profondeur, situées à l'extrême est du lac en aval des vents dominants, presque

synchronisées avec la cessation du vent, correspondraient au retour de « l'assiette » de l'hypolimnion lorsque le vent tombe, conformément aux descriptions de seiches données dans la littérature (Horne et Goldman 1994; Wetzel 2001; Kalff 2002)

Les variations de température des couches d'eau profonde du lac semblent donc être davantage soumises à l'influence du vent (par l'entremise de la seiche interne) que de la température de l'air en période de stratification. Cependant, aucune corrélation significative n'a été calculée lorsque les données obtenues en profondeur (PT, SRP, oxygène, chl a) étaient comparées à la vitesse ou à la direction du vent. Il est possible qu'il n'y ait effectivement pas de corrélation avec le vent, mais cela semble peu probable. Anthony et Downing (2003) ont montré que l'action du vent est capable de mobiliser dans la colonne d'eau les sédiments d'un lac d'une profondeur moyenne de 2,9 et maximale de 5,9 m, soit des valeurs similaires au lac Saint-Augustin.

Le passage d'une onde interne amène des instabilités de type Kelvin-Helmholtz (Kalff 2002) qui redistribuent verticalement les solutés et les particules. Il a été démontré que le passage d'une seiche interne a un impact sur les concentrations en solutés de l'hypolimnion par la resuspension des sédiments (Evans 1994; Pierson et Weyhenmeyer 1994). Les concentrations en sels nutritifs sont maximales lorsque la thermocline, siège du passage de l'onde interne, est située près du fond du lac (Gloor et al. 1994). Mais ce phénomène est peut-être trop local ou trop bref pour être perçu selon le protocole d'échantillonnage employé au lac Saint-Augustin. Par ailleurs, la thermocline étant généralement située à une profondeur plus grande que 4 mètres, alors que la profondeur moyenne du lac est de 3 mètres, la majeure partie du lac se retrouve dans l'épilimnion, c'est-à-dire exempt de l'influence de la seiche interne. Cela peut contribuer au manque de corrélation entre l'abondance des solutés et la direction et vitesse du vent. De plus, l'analyse statistique de corrélation entre les données limnologiques et la vitesse du vent est affaiblie par la présence de nombreuses valeurs nulles durant la nuit (vitesse du vent = 0).

La présence d'une seiche interne au lac Saint-Augustin contraint à demeurer prudent quant à l'interprétation des données de température recueillies par les Hobos. La Figure 1-2B

indique une homogénéité de température durant la nuit. Si la seiche interne est en effet présente au lac Saint-Augustin, il serait faux d'interpréter ces profils de température comme la manifestation d'un brassage complet de la colonne d'eau. Au contraire, le lac serait encore stratifié deux couches au minimum. L'oscillation interne ferait en sorte que le Hobo situé près des sédiments serait, en journée, immergé dans la couche d'eau superficielle plus chaude qui atteindrait le fond à ce moment. Par contre, durant la nuit en l'absence de vent, l'hypolimnion reviendrait à l'équilibre ce qui plongerait le Hobo dans une eau plus froide (Figure 1-18). Le lac Saint-Augustin serait donc, en fait, stratifié de juin à septembre (à l'exception de quatre courtes périodes (Figure 1-2B)). Cela explique bien pourquoi, à une même station, les conditions soient si différentes entre les deux profondeurs à l'heure de la récolte des données (11h00). Si le lac avait été effectivement mélangé durant la nuit, il aurait été impossible de retrouver, en aussi peu de temps après ce mélange hypothétique (~12 heures), des différences de température de plus de 3°C entre la surface et le fond et une thermocline se retrouvant à environ 4,5 mètres.

La présence d'une stratification tout au long de l'été aurait pour conséquence de limiter les échanges entre l'épilimnion et l'hypolimnion. Par contre, le passage de l'onde interne qui provoque de la turbulence à l'interface entre les deux couches, ce qui amène le mélange vertical. La profondeur à laquelle se retrouve la thermocline serait donc le lieu où la variabilité serait maximale. Dans le cas du lac Saint-Augustin, la thermocline est située généralement entre 4 et 5 mètres, c'est-à-dire là où s'effectuait l'échantillonnage d'eau (4,5 mètres). La seiche interne amène aussi le brassage des sédiments qui augmente la quantité de particules en suspension, tel que démontré par l'étude de Pierson et Weyhenmeyer (1994). Ces auteurs ont observé plus de particules en suspension près des sédiments lorsque le lac Alpnach (Suisse) était stratifié. Ce phénomène pourrait aussi être important au lac Saint-Augustin. Des données obtenues le 28 octobre 2003 lors de l'essai d'un nouveau profileur mesurant, entre autres, la turbidité (Figure 1-9) montrent une plus grande turbidité près du fond à la station la plus stratifiée. Mais ce phénomène pourrait aussi être causé par la sédimentation de particules favorisée dans les eaux stratifiées.

En résumé, les fluctuations observées à 4,5 m pourraient s'expliquer non pas par le fait que les propriétés associées à une couche d'eau aient changé, mais plutôt parce que c'est la masse d'eau elle-même qui ait changé. L'échantillonnage en profondeur s'étant effectué dans une zone de transition entre deux couches d'eau (thermocline), il est plausible que cela provoque une forte hétérogénéité des données entre deux visites au lac. Les données d'oxygène tendent à confirmer cette hypothèse. Les valeurs obtenues en plus grande profondeur (à 6 m) montrent peu de fluctuations, alors que l'anoxie était présente pour la majeure partie de l'été. Cependant, à 4,5 m (c'est-à-dire près de la thermocline), on observe de fortes variations pendant la même période (Figure 1-13). Ceci donne peut-être une indication pour les mesures de contrôle du lac, notamment en ce qui a trait à la libération de phosphore par les sédiments en conditions anoxiques. En effet, si la couche anoxique se retrouve principalement sous une profondeur de 4,5 m, c'est-à-dire dans la cuvette où se situe la profondeur maximum (station A), il suffit peut-être de donner un effort particulier dans cette région (e.g. dragage, recouvrement des sédiments, aération, etc.) plutôt que sur l'ensemble du lac ce qui réduirait d'autant les coûts engagés.

Les données supportent les conclusions de Soranno (1997), soit que les données limnologiques, en particulier la chl_a, sont corrélées avec les conditions météorologiques et la structure physique de la colonne d'eau. En effet, le lac Saint-Augustin a connu des changements rapides à l'échelle de 24 heures à une même station. Les données semblent supporter l'hypothèse d'une cascade d'événements où les conditions météorologiques modifieraient le degré de stratification et la dynamique interne du lac qui, à leur tour, affecteraient les conditions bio-chimiques retrouvées dans l'épilimnion et l'hypolimnion. De plus, la stratification limiterait les échanges verticaux, permettant de maintenir dans le temps ces nouvelles conditions. Ces données sont consistantes avec la première hypothèse (voir Introduction générale) et indiquent que la réponse du lac aux perturbations météorologiques est d'abord physique et nature oscillatoire, ce qui par la suite affecte la dynamique de croissance et la chimie (pH, oxygène dissous, conductivité, sels nutritifs).

Hétérogénéité spatiale

En plus des changements importants se déroulant en quelques jours, cette étude montre comment, pour une même journée, les conditions du lac peuvent être très différentes entre deux stations d'échantillonnage, ce qui est consistant avec l'hypothèse #2 (voir Introduction générale). L'hétérogénéité spatiale a souvent été décrite pour des grands lacs (e.g. lac Biwa, Japon (Frenette et Vincent 2003); lac Taihu, Chine (Chen et al. 2003); les Grands lacs, Canada/USA (Haffner et al. 1980); lac Titicaca, Bolivie/Pérou (Richerson et Carney 1988); lac Kinneret Israël (Ostrovsky et al. 1997)). Cependant, les petits lacs ont reçu beaucoup moins d'attention.

Plusieurs paramètres ont montré une grande variabilité dans l'espace : chl_a, oxygène dissous, pH, Secchi, PT-P (voir Tableau 2). Les données montrent que la direction du vent pourrait être un facteur explicatif. Ces paramètres étaient tous associés de la même façon au vent, la tendance étant à être plus élevés en aval du vent (sauf le Secchi qui était plus faible, ce qui est consistant avec les autres paramètres). Un vent d'ouest transporterait donc les masses d'eau en surface (et leur contenu) vers l'aval, c'est-à-dire vers l'est (ou à la station A pour l'été 2002). Les modélisations 3D et les observations empiriques montrent l'importance du vent dans la répartition de substances en surface (ex. répartition de *Microcystis* et de la toxine microcystine (Olsen et al. 2000 ; Welker et al. 2003)).

Ces paramètres sont tous cohérents entre eux s'ils sont analysés en relation avec le phytoplancton. En effet, il est reconnu que la distribution de celui-ci est affectée par le vent (Webster 1990; Chen et al. 2003). L'analyse de corrélation a montré que la chl_a en profondeur tend à diminuer avec une augmentation de la stratification ($r = -0,51$). Pour que la chl_a diminue, deux options sont possibles : 1) il y a perte par sédimentation en raison de l'absence de mélange et/ou 2) le phytoplancton migre verticalement. Selon cette deuxième option, le phytoplancton capable de réguler sa position dans la colonne d'eau (dinoflagellés et cyanobactéries) se retrouverait en surface où il serait déplacé par l'action du vent. L'accumulation du phytoplancton en aval du vent augmenterait la chl_a et le PT, tous deux associés à la biomasse phytoplanctonique. Cette biomasse réduirait la pénétration de la

lumière dans la colonne d'eau et donc, la profondeur de Secchi. Le phytoplancton, en effectuant la photosynthèse, libèrerait de l'oxygène dans l'eau, ce qui augmenterait sa concentration, et consommerait le CO₂, ce qui augmenterait le pH.

Ce scénario permet aussi d'expliquer pourquoi il y a absence de corrélation entre la chl_a en surface et la différence de densité entre la surface et le fond, alors que la chl_a en profondeur est significativement corrélée à cette différence de densité. La chl_a, une fois près de la surface, serait déplacé par le vent, masquant de la sorte la relation avec la stratification. Bref, pour les couches d'eau près de la surface, ce ne sont pas les modifications du degré de stratification qui joueraient un rôle, mais le vent.

Cependant, si le scénario de l'advection par le vent décrit ci-haut s'applique bien pour un vent d'ouest, l'absence de lien entre un vent provenant de l'est et les paramètres en surface (Tableau 2) ne permet pas de l'appuyer. Toutefois, un élément important distingue le vent d'est du vent d'ouest : sa persistance. Les données météorologiques indiquent que, lorsque le vent précédant la journée d'échantillonnage provenaient de l'ouest (n= 23), dans 82% des cas il soufflait depuis cette direction depuis 2 jours et plus et dans 52% des cas depuis 3 jours et plus. Par contre, lorsque le vent soufflait de l'est (n= 13), il le faisait depuis 2 jours et plus dans 61% des cas et depuis 3 jours et plus dans 23% des cas. L'absence de lien avec le vent d'est pourrait provenir du fait que le vent n'a pas soufflé assez longtemps pour permettre l'advection du phytoplancton. Welker et coll. (2003) ont d'ailleurs observé que la distribution de *Microcystis* à la surface était reliée à la direction du vent lorsque les 3 jours précédents étaient considérés. Les moyennes de la vitesse de vent calculées pendant un maximum de deux journées avant l'échantillonnage (lorsque la direction du vent de la deuxième journée est la même que la première) indiquent que les vents d'est sont moins rapides (3,83 km/h) que les vents d'ouest (4,39 km/h). Les différences ne sont toutefois pas significatives selon un test de *t* (P= 0,489), malgré que le nombre d'observations soit faible (ce qui réduit la puissance du test).

Dynamique précédant la floraison

Durant l'été 2002, une floraison est apparue très rapidement : À la station A, la *chl a* était de 29 µg/L au 9 août et atteignait une valeur maximale de 239 µg/L le 19 août, soit une augmentation de 748% en 10 jours. Les données recueillies permettent de proposer le scénario suivant pour expliquer cette floraison.

Dans les régions les plus profondes du lac, l'anoxie s'est développée à partir du début du mois de juillet, avec des concentrations en oxygène inférieures à 1 mg/L. Bien que les données des Hobos aient montré plusieurs épisodes d'isothermie, il appert que cela soit causé par le passage d'une onde interne plutôt que par un véritable mélange (cf. discussion : Réponses différentielles de l'épilimnion et de l'hypolimnion). Il n'y aurait donc pas eu véritablement d'échange entre la surface et le fond. Ainsi, le phosphore réactif soluble (SRP) a pu s'accumuler près du fond sous ces conditions anoxiques (Valentyne 1974; Wetzel 2001; Kalff 2002). Le SRP en surface est demeuré faible jusqu'au 6 août, date à laquelle le lac a subi un véritable mélange, probablement causé par un léger refroidissement des températures et par des précipitations. Cet épisode de mélange est perceptible par les données de nitrite en surface (Figure 1-10) et par le profil d'oxygène (Figure 1-12). Les valeurs de SRP en surface ont alors augmenté de 207%. Le SRP en surface a ensuite diminué le 14 août pour retrouver des valeurs similaires à celles avant ce pic. Cette chute a été sans doute causée par la consommation rapide par cette forme assimilable de phosphore par le phytoplancton. Immédiatement après cette augmentation du SRP en surface, le lac a connu un épisode de très haute stratification. Cette combinaison de facteurs a permis une croissance rapide du phytoplancton (SRP) et son accumulation en surface (stratification) pour ainsi former une floraison.

Ce scénario concorde bien avec les différentes hypothèses décrites ci-haut (cf. Introduction générale - Origine des floraisons de cyanobactéries). Ce qui est important de souligner est que ce scénario n'aurait pu être construit sur la base de données bimensuelles ou mensuelles, car les changements du SRP, de la température de l'eau et de la *chl a* ont été trop rapides. La Figure 1-16 illustre bien ce résultat, alors que seules les données obtenues aux deux semaines permettent de capturer l'épisode de stratification intense entre le 14 et

20 août. Le suivi de la qualité de l'eau et des floraisons d'algues, qui apparaissent en quelques jours, nécessite donc un échantillonnage fréquent, surtout lorsque des cyanobactéries toxiques sont impliquées.

Conclusions

Les résultats montrent une forte variabilité à court terme des propriétés limnologiques estivales au lac Saint-Augustin. La chl a , le PT, le SRP, le coefficient d'extinction, l'oxygène dissous, le pH, la température de l'eau et la différence de densité entre la surface et le fond ont tous connus des changements rapides et importants en quelques jours seulement. Ces changements rapides semblent être reliés aux conditions météorologiques, en particulier la température de l'air et la radiation solaire, qui augmentent la stratification du lac. Une stratification plus importante a pour effet, d'une part, de limiter les échanges entre les couches d'eau profonde et de surface, et d'autre part, de permettre le passage d'une onde interne à l'interface de ces deux couches avec l'établissement d'une seiche interne.

La stratification, par ces deux effets, entraîne des changements rapides des caractéristiques limnologiques. Lorsque les conditions changent, elles se maintiennent et demeurent perceptibles car le mélange est faible. La stratification, en raison des mouvements internes qu'elle permet, fait en sorte que la couche d'eau analysée ne sera pas nécessairement la même pour une même profondeur, que ce soit entre deux stations ou à une seule station à des moments différents. Les couches d'eau n'étant pas les mêmes, les caractéristiques seront elles aussi différentes.

Le lac Saint-Augustin est un lac qui ne se mélange qu'à quelques reprises durant l'été, bien que des écarts de température pratiquement nuls entre la surface et le fond aient été observés fréquemment durant la nuit. Ces faibles écarts seraient causés par le refroidissement de l'eau en surface combiné au passage d'une onde interne d'une amplitude de l'ordre de un mètre à une profondeur de 4,5 m environ. Ce phénomène, d'une grande importance pour les processus chimiques et biologiques, se déroule durant la nuit. Ainsi, il

n'aurait pu être perçu par un échantillonnage classique effectué durant le jour. Cet exemple souligne le rôle que peut jouer la fréquence d'échantillonnage dans l'interprétation de la dynamique limnologique d'un lac.

En plus des variations importantes observées dans un intervalle de quelques jours seulement, des différences notables ont été observées en surface entre deux stations d'échantillonnage, en particulier pour la chl a , le PT-P, le pH, la profondeur de Secchi (Z_{secchi}) et l'oxygène dissous. Pour ces paramètres, les valeurs étaient plus élevées (à l'exception de Z_{secchi} qui était plus faible) en aval du vent lorsque le vent soufflait de l'ouest. Cette hétérogénéité spatiale aurait une double origine : la stratification et l'advection du phytoplancton par le vent. Dans des conditions de stratification, le phytoplancton capable de réguler sa position se retrouverait près de la surface où il serait ensuite déplacé par le vent. En s'accumulant en aval du vent, le phytoplancton changerait les conditions de son milieu, provoquant une disparité entre les extrémités du lac.

Cette étude montre qu'un lac de faibles dimensions et peu profond, tel que le lac Saint-Augustin, possède une forte hétérogénéité, tant spatiale que temporelle, et qu'il puisse être l'objet de changements importants le jour comme la nuit. Ceci indique que dans le cadre d'un suivi limnologique, le choix de la fréquence et des stations d'échantillonnage s'avère extrêmement déterminant. Le portrait d'un lac tracé à partir de données obtenues aux deux semaines ou au mois sera très différent de celui obtenu par un échantillonnage bi-hebdomadaire. Les conclusions basées sur ce portrait seront ainsi elles aussi très différentes. En ce sens, nous rejoignons les conclusions de Harris (1980; 1987) qui indiquent que pour comprendre la dynamique d'un lac, un échantillonnage à haute fréquence est nécessaire. Ceci est d'autant plus vrai lorsqu'il s'agit d'étudier un phénomène qui se développe rapidement tel que l'apparition de floraisons de cyanobactéries. De plus, les inconvénients logistiques liés à l'échantillonnage à haute fréquence ont grandement diminué grâce au développement récent d'instruments capables d'obtenir des données *in situ* en continu. Pourtant, de nombreuses publications continuent d'expliquer ces floraisons par des variables environnementales échantillonnées une fois par mois (e.g. Bouvy et al. 1999; Sanchis et al. 2002).

Chapitre 2

Floraisons de cyanobactéries au lac Saint-Augustin en relation avec la stratification thermique

Résumé

L'eutrophisation des lacs est un problème grandissant. L'un des symptômes les plus dramatiques des lacs eutrophes est l'apparition de floraisons de cyanobactéries. En plus du débalancement qu'elles provoquent sur l'ensemble du réseau alimentaire et sur les propriétés physico-chimiques d'un lac, les cyanobactéries peuvent être toxiques et causer des affections parfois mortelles. Une meilleure compréhension des facteurs favorables aux floraisons de cyanobactéries est donc cruciale.

Plusieurs hypothèses ont été émises pour expliquer le succès des cyanobactéries. Celle qui fait l'unanimité a trait à la capacité des cyanobactéries de tirer profit de conditions de stratification grâce à leur mécanisme de contrôle de densité. Reynolds et Walsby en 1975 ont constaté que trois conditions sont requises pour qu'il y ait floraison. D'abord, puisque les floraisons sont issues de la redistribution verticale dans les couches d'eau en surface d'une population déjà présente, 1) il doit y avoir une population pré-existante 2) les cellules doivent avoir réduit leur densité (provoqué par une période de mélange); et 3) des conditions de stabilité thermique doivent s'installer dans le lac faisant en sorte que les cellules nouvellement légères vont se retrouver en surface.

Ce scénario a été examiné au lac Saint-Augustin, un lac eutrophe situé sur le territoire de la ville de Québec qui connaît des épisodes de floraisons de cyanobactéries obligeant les autorités à interdire son accès à certaines périodes de l'année. Les données sont en accord avec les conditions formulées par Reynolds et Walsby. Au mois d'août, alors que les cyanobactéries ont pu croître pendant tout l'été, une période de mélange, causée par des précipitations et une diminution des températures de l'air durant la nuit, a abaissé la thermocline de 1 mètre, ce qui a entraîné les cellules plus profondément. Une canicule de 10 jours s'est ensuite installée à partir du 9 août 2002, avec des températures maximales supérieures à 30 °C et minimales supérieures à 20 °C, associée à une absence de vent entre

20h00 et 8h00 à chaque nuit, phénomène unique pour les étés 2002 et 2003. De plus, la concentration en phosphore réactif soluble (SRP) en surface, qui était près du seuil de détection depuis le début de l'été, a soudainement augmenté en début août 2002 pour 12 jours avant de retourner aux valeurs initiales. Cette augmentation a eu possiblement comme origine le mélange des eaux profondes avec la surface après une période de stabilité qui a permis d'accumuler le SRP près des sédiments. Une floraison de cyanobactéries s'est développée pendant cette période. Au contraire de l'été 2002, l'été 2003 n'a pas été marqué par des floraisons. Cette absence peut être expliquée par le non-respect de la première et la troisième condition de Reynolds et Walsby. L'été 2003 a connu deux fois plus de précipitations que l'été 2002 (368 mm vs 183 mm) et les vents ont été en moyenne 1,1 km/h plus rapide. Aucune canicule ni période de stratification durable pendant plus de 4 jours n'ont été observées. Le lac a, en conséquence, été mélangé beaucoup plus fréquemment. La dominance des cyanobactéries a été remplacée par celle des dinoflagellés, principalement le genre *Cf. Peridiniopsis*. Ceci met en évidence le rôle du climat dans les processus physiques d'un lac et souligne l'importance de la stratification dans le succès des cyanobactéries. Cela indique aussi qu'avec le réchauffement climatique, une augmentation des floraisons de cyanobactéries est à anticiper en raison de l'élévation du potentiel de stratification des lacs.

Introduction

Les floraisons (*blooms*) de certaines espèces de phytoplancton reçoivent de plus en plus d'attention en raison de leur potentiel toxique et de leur impact sur la qualité de l'eau (Paerl 1988). Les phylums *Chlorophyta*, *Dinophyta*, *Cryptophyta*, *Chrysophyta* possèdent tous des représentants ayant la possibilité de former des floraisons nocives (Paerl et al. 2001). Mais les *Cyanobacteria* ou cyanobactéries sont sans conteste le groupe formant les floraisons les plus répandues et les plus dangereuses pour l'humain (Chorus et Bartram 1999) limitant les usages possibles de l'eau (Pitois et al. 2001). Les floraisons de cyanobactéries sont l'un des symptômes les plus visibles de l'eutrophisation des systèmes lacustres (Moss et al. 1996).

Dans les régions tempérées, les différents groupes du phytoplancton semblent suivre un patron de succession typique (Reynolds 1984; Lewis 1986; Sommer 1991). Les changements dans la disponibilité de la lumière et des éléments nutritifs sont soupçonnés être responsables de cette succession (Margalef 1978; Reynolds 1980). Les cyanobactéries dominent le phytoplancton généralement en fin d'été dans les lacs eutrophes, pouvant occuper jusqu'à 100% du phytoplancton lors des floraisons (e.g. Bouvy et al. 1999). Plusieurs hypothèses ont été énoncées afin d'expliquer leur succès (voir chapitre 1 ou pour une revue détaillée, voir Dokulil et Teubner 2000). Celle qui fait le plus large consensus a trait à leur capacité de tirer avantages des conditions associées à la stratification thermique souvent présente en fin d'été.

Plusieurs études sur le terrain soulignent le rôle de la stratification sur la dominance des cyanobactéries (e.g. Paerl et Ustach 1982; Trimbee et Harris 1984a; Lindenschmidt et Chorus 1997) bien que des cyanobactéries ont aussi été dominantes en période de mélange (Zhang et Prepas 1996). Visser et coll. (1996) ont remarqué que les cyanobactéries ont perdu leur dominance et que la diversité phytoplanctonique a augmenté suite à l'introduction d'un programme de mélange artificiel. Peu d'études ont vérifié par un dispositif expérimental la validité de cette hypothèse. À notre connaissance, une seule étude (Nakano et al. 2001) s'est penchée sur cette question expérimentalement. Au lac Biwa (Japon), différents enclos reproduisant les conditions de stratification continue, de stratification diurne et de mélange continu au moyen de pompes ont été installés afin d'examiner l'impact du régime de mélange sur la succession et la composition phytoplanctonique. Les résultats indiquent que les cyanobactéries étaient plus abondantes sous les conditions de stratification (diurne et/ou continue).

Différentes hypothèses ont été avancées pour expliquer comment les cyanobactéries obtiennent un avantage pendant les périodes de stratification dans un lac eutrophe. L'élément déterminant est que cette période est caractérisée par la séparation verticale des deux ressources principales pour la croissance du phytoplancton, soient la lumière et les éléments nutritifs (Reynolds 1992). La couche de surface (épilimnion) où la lumière est disponible est souvent pauvre en éléments nutritifs tels que le phosphore et le carbone

inorganique dissous (CID) (Thompson et al. 2003). À l'opposé, près du fond (hypolimnion), les sels nutritifs sont abondants mais la lumière est très faible voire absente. De plus, la qualité spectrale est fortement modifiée, l'atténuation étant fonction de la longueur d'onde (Wetzel et Likens 2000). En l'absence de mélange faisant circuler l'eau entre ces deux couches, il devient impossible pour le phytoplancton d'avoir accès à ces ressources. De plus, le phytoplancton, qui est plus dense que l'eau, aura tendance à sédimenter en l'absence de forces extérieures telles que la turbulence causée par le mélange (Huisman et al. 2002). Les cyanobactéries, au moyen de vésicules gazeuses et de ballasts d'hydrates de carbone (Oliver et Ganf 2000), seraient par contre en mesure de réguler leur densité et par le fait même, leur position dans la colonne d'eau, leur conférant ainsi un avantage compétitif en période de stratification thermique (Reynolds et al. 1987). Cette particularité permettrait, tel que l'ont suggéré initialement Fogg et Walsby (1971), une migration vers la surface sous des conditions de faible luminosité, alors qu'un déficit en éléments nutritifs provoquerait une migration vers le fond (Oliver 1994). Ceci a d'ailleurs été observé expérimentalement par Brookes et coll. (2001). Cette habileté à exploiter la séparation de la lumière des éléments nutritifs est par contre contestée par Bormans et coll. (1999), les auteurs arguant que la descente des cyanobactéries provoquée par une carence en nutriments n'a pas encore été clairement démontrée.

Dans ce contexte, le rapport entre la zone euphotique et la zone de mélange (Z_{eu}/Z_m) en tant que modulateur de l'environnement lumineux dans la colonne d'eau apparaît crucial en relation avec la dynamique phytoplanctonique. Depuis quelques années, la relation entre nutriments et lumière a attiré l'attention des limnologues et de nombreux modèles ont été développés (Huisman et Weissing 1994, 1995; Diehl 2002; Huisman et al. 2002), certains d'entre eux ayant reçu confirmation sur le terrain (Diehl et al. 2002; Kunz et Diehl 2003). À ce chapitre, Harris et Piccinin (1980), Haffner et coll. (1980) et Trimbee et Harris (1984a) ont clairement montré que les changements dans les communautés phytoplanctoniques sont causés principalement par les variations du rapport Z_{eu}/Z_m . Haffner et coll. (1980) indiquent que l'adaptation du phytoplancton aux variations Z_{eu}/Z_m se fait par quatre stratégies : 1) modifications physiologiques; 2) modifications morphologiques; et 3) abandon de la photosynthèse pour l'hétérotrophie (par les espèces

qui le peuvent). Mais ultimement, si les variations environnementales sont trop importantes, il y aura 4) un changement de la communauté phytoplanctonique. Toutefois, à court terme (quelques jours), ce sont les processus physiques qui déterminent les changements observés dans la communauté phytoplanctonique. Les changements liés à la croissance cellulaire ne deviennent importants qu'à une échelle de 5 à 14 jours (Harris et Trimbee 1986).

Les variations du rapport Z_{eu}/Z_m sont à la base du postulat de Reynolds et Walsby (1975) qui affirme que trois conditions sont nécessaires pour qu'ait lieu une floraison de cyanobactéries.

1- Présence initiale des cyanobactéries

Les floraisons de cyanobactéries nécessitent la présence initiale d'une population car elles sont causées par une redistribution en surface des cellules déjà présentes (Reynolds 1971). Les floraisons apparaissent en quelques jours et Harris et Trimbee (1986) ont déjà montré qu'à une échelle aussi courte, ce sont les processus physiques et non la croissance cellulaire qui peuvent causer de tels changements dans la communauté phytoplanctonique. Cependant, la présence d'une population initiale de cyanobactéries implique des conditions favorables complexes dont plusieurs éléments ont été présentés en Introduction générale (section *Croissance d'une population de cyanobactéries*). Mentionnons néanmoins que l'abondance d'éléments nutritifs (e.g. azote et/ou phosphore) est généralement essentielle.

2- Développement de la capacité de « surflottaison »

Les cyanobactéries possèdent plusieurs mécanismes qui leur procurent une flottaison. De nombreuses études ont montré expérimentalement et *in situ* le rôle de la lumière dans l'acquisition d'une flottaison positive – *via* la synthèse de vacuoles gazeuses ou la consommation d'hydrates de carbone - notamment chez *Anabaena* (Walsby et Booker 1980; Oliver et Walsby 1984) et chez *Aphanizomenon* (Konopka et al. 1978). Des cyanobactéries possédant une flottaison neutre incubées à la noirceur ont doublé leur contenu en vésicules gazeuses en moins de 97 heures (Reynolds 1987), ce qui a plus que doublé la vitesse de flottaison. Brookes et coll. (1999) ont observé qu'une dose de lumière

de moins de 6 mol photons/m²/jour était associée à des colonies d'*Aphanizomenon circinalis* et de *Microcystis aeruginosa* possédant une flottaison positive, alors qu'une dose supérieure à ce seuil occasionnait une perte de flottaison pour ces mêmes colonies. Une autre stratégie qui a été développée est le regroupement des cellules pour former, dans le cas d'*Anabaena* et d'*Aphanizomenon*, des agrégats de filaments (*flocs*) pouvant excéder 1 mm (Oliver et Ganf 2000) et ainsi augmenter la vitesse de flottaison (Reynolds et al. 1987).

Il a été montré que les mécanismes de régulation ne sont pas uniquement liés à des conditions de faible éclaircissement à la source (e.g. journées nuageuses), mais aussi lorsque les cellules reçoivent peu de lumière de manière globale, comme c'est le cas lorsqu'elles sont mélangées dans les eaux profondes où la lumière est très faible ou absente (Reynolds 1987). Dans ces conditions, elles développent les vacuoles gazeuses qui vont leur permettre de flotter. Ces éléments permettent aux cyanobactéries d'acquérir plus de flottaison, mais pas nécessairement une « surflottaison ». La « surflottaison » est en lien avec la stabilité de la colonne d'eau.

3- Stabilité de la colonne d'eau

Reynolds (1984) et de nombreux autres chercheurs ont remarqué que les floraisons apparaissent lorsqu'une période de mélange est suivie par des conditions météorologiques calmes, c'est-à-dire lorsque le vent est absent. Reynolds (1984) a suivi la répartition d'une population de *Microcystis* et a observé que celle-ci s'est retrouvée en surface lorsque le vent avait cessé durant la nuit.

La « surflottaison » est un phénomène qui apparaît lorsque la réponse des cellules à des conditions particulières nécessitant une vitesse rapide de flottaison (i.e. faible éclaircissement causé par le mélange) devient inadéquate et exagérée face à de nouvelles conditions (i.e. vent calme). Les cellules possèderaient alors un excès de flottaison.

Ce scénario a été évalué au lac Saint-Augustin, situé dans la région de Québec. Il s'agit d'un lac eutrophe (chapitre 1 et Roberge et al. 2002) faisant l'objet de floraisons de

cyanobactéries. Celles-ci apparaissent généralement au mois d'août, provoquant la fermeture du lac aux activités nautiques par les autorités. Afin de connaître les facteurs menant à ces floraisons, la composition du phytoplancton a été étudiée en relation avec les données physiques et chimiques. L'échantillonnage s'est déroulé en août 2003, à raison de deux fois par semaine, en mettant l'accent sur le rôle de la stratification.

Méthodologie

Site d'étude et d'échantillonnage

Situé sur le territoire de la ville Québec (46°45' N, 71°24' W), le lac Saint-Augustin est un lac peu profond ($Z_{\text{moy}} = 3$ m) d'une faible superficie (aire = 0,6 km²). Les études paléolimnologiques effectuées récemment indiquent qu'il a connu une eutrophisation rapide depuis ~1904 qui s'est accélérée à partir de 1950, ce qui concorde avec l'intensification des activités humaines telles que l'agriculture, l'industrialisation et la déforestation (Roberge et al. 2002). Les plus récentes données de phosphore total (PT-P= 70 µg/L) et les concentrations minimales en chlorophylle *a* (chl_a > 20 µg/L) obtenues à l'été 2001 (EXXEP Environnement 2002, données non publiées) indiquent que le lac Saint-Augustin est un lac eutrophe (Carlson 1977). Son bassin versant de 7,87 km² est occupé à 20% par un couvert forestier, 23% est une zone agricole alors que la superficie restante (57%) est urbaine (EXXEP Environnement 2002, données non publiées). Plus d'informations concernant l'écologie historique du lac Saint-Augustin basées sur les données paléolimnologiques sont données par Pienitz et Vincent (2003). Le tableau I résume les principales données morphométriques du lac Saint-Augustin.

Le lac Saint-Augustin a été échantillonné durant l'été 2002 entre le 26 juin et le 23 octobre. Durant l'été 2003, des données complémentaires ont été obtenues entre le 11 août et le 28 octobre. Les visites étaient effectuées le matin, soit le moment de la journée où les cellules phytoplanctoniques sont retrouvées à la surface (Mitrovic et al. 2001). À l'exception du mois d'octobre alors que le lac a été échantillonné à deux reprises en 2002 et 2003, la fréquence moyenne d'échantillonnage était de deux fois par semaine (calendrier des

échantillonnages situés en annexe 3). Trois stations ont été visitées à chaque fois. Parmi ces trois stations, l'emplacement de deux d'entre-elles était le même en 2002 et 2003 (Figure 1-1). La station A était située à l'endroit où le lac est le plus profond (~ 6 m). Des senseurs de températures enregistrant la température aux 15 minutes ont été installés en 2002 à la station F là où la circulation des bateaux de plaisance était restreinte. En 2003, en plus de cette station, d'autres senseurs ont été déployés aux extrémités ouest et est du lac (stations B et D, respectivement).

Physico-chimie

À chaque station, une mesure de température (précision $\pm 0,2$ °C), d'oxygène dissous ($\pm 0,2$ mg/L), de conductivité ($\pm 1\%$ de la lecture mS/cm) et de pH ($\pm 0,2$ unité) a été effectuée à tous les 50 cm à l'aide d'un profileur multisonde de modèle *Quanta* (Hydrolab Corp.) en 2002 et de modèle *Reporter* en 2003. Les données d'oxygène dissous ont été converties en pourcentage de saturation par la relation empirique qui relie l'oxygène dissous à la température de l'eau. Les données apparaissant au tableau 9-1 de Wetzel (2001) ont permis la construction de cette relation polynomiale qui déterminait la concentration en oxygène (mg/L) à 100% de saturation.

$$O2_{100\%} = A * T^3 + B * T^2 + C * T + 14,609 \quad \text{ÉQUATION 2-1}$$

avec $A = -8 \times 10^{-5}$
 $B = 8 \times 10^{-3}$
 $C = -4,045 \times 10^{-1}$

($R^2 = 0,9999$ entre 0 °C et 30 °C ; n= 31 ; $P < 0,0001$)

$$\%_{\text{oxygène}} = (O2_{\text{observé}} / O2_{100\%}) \times 100 \quad \text{ÉQUATION 2-2}$$

où $O2_{100\%}$ est la concentration d'oxygène (mg/L) à saturation, $O2_{\text{observé}}$ est la concentration d'oxygène (mg/L) mesurée au lac, $\%_{\text{oxygène}}$ est le pourcentage de saturation de l'oxygène et T est la température de l'eau (°C).

Transparence et éclaircissement

La profondeur du disque de Secchi a été évaluée à toutes les stations en faisant la moyenne de deux observations obtenues par deux observateurs. En plus, à chacune des stations, un profil de la radiation disponible pour la photosynthèse (PAR : *photosynthetically active radiation*), soit celle comprise entre 400 et 700 nm, a été effectué avec un *PNF300* (Biospherical Instruments inc.) à chaque 5-10 cm sur l'ensemble de la colonne d'eau. Ce profileur permet aussi de mesurer la structure fine de la température de la colonne d'eau ainsi que la fluorescence naturelle, cette dernière mesure pouvant constituer un indice de biomasse. La zone euphotique est définie comme étant la profondeur à laquelle 1% de la lumière incidente est retrouvée (Talling 1971). Le coefficient d'extinction du PAR a été calculé à partir de la pente de la meilleure droite du graphique exprimant le logarithme népérien de l'éclaircissement en fonction de la profondeur.

Mesure de température

Afin de déterminer le degré de stratification du lac, un profil de température a été obtenu à l'aide de senseurs de température de type Hobo (*Stowaway Tidbit* ; Onset Computer Corp.; précision : $\pm 0,2$ °C) disposés sur un câble ancré et enregistrant la température à intervalle régulier. À l'été 2002, quatre senseurs ont été déployés à la station F. Les profondeurs des senseurs étaient de 0,1; 0,8; 2,2 et 4,3 m. La profondeur maximale à cette station était d'environ 4,7 m. Au cours de cet été, les mesures étaient enregistrées à toutes les trente minutes entre le 7 et le 30 juillet. Les données ont été téléchargées, puis les senseurs ont été redéployés entre le 2 août et le 28 octobre avec une nouvelle fréquence d'enregistrement aux douze minutes. À l'été 2003, en plus du montage de l'été précédent, un câble avec deux senseurs fixés aux extrémités de la colonne d'eau a été disposé aux stations B et D. Les senseurs de la station B étaient disposés à 0,15 m et 4,6 m (profondeur maximale de la station : 5 m) et ceux de la station D étaient situés à 0,15 m et 4,25 m (profondeur maximale de la station = 4,4 m). Pour ces trois stations et pour tout l'été, les données ont été enregistrées à toutes les quinze minutes.

La densité de l'eau (ρ_{eau} ; $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$) a été calculée à partir des données de température et de densité publiées par Hutchinson (1957). Ces données ont été utilisées pour établir la relation polynomiale suivante :

$$\rho_{eau} = A*T^3 + B*T^2 + C*T + 0,9999 \quad \text{ÉQUATION 2-3}$$

$$\text{avec } A=5\times 10^{-8}$$

$$B=-8\times 10^{-6}$$

$$C=6\times 10^{-5}$$

$$(R^2= 0,9999 \text{ entre } 0 \text{ }^\circ\text{C et } 30 \text{ }^\circ\text{C ; n= 31 ; P}<0,0001)$$

Éléments nutritifs

Des échantillons pour les analyses en phosphore total (PT), phosphore réactif soluble (SRP : *soluble reactive phosphorus*) et les nitrites (NO_2^-) ont été recueillis à l'été 2002. Aux stations A et B, l'eau en surface et à une profondeur de 4,5 mètres a été récoltée alors que seule l'eau en surface a été recueillie à la station C. L'eau en profondeur était prélevée avec une bouteille de type Kemmerer alors qu'en surface, elle était prélevée à la main juste sous la surface. Les échantillons d'eau ont été conservés dans des bouteilles de verre carrées de 125 mL préalablement lavées à l'acide sulfurique 10% et rincées à l'eau déionisée. Les échantillons devant être analysés pour le PT ont été acidifiés avec de l'acide sulfurique pour réduire le pH à une valeur inférieure à 2 et ont été conservés à la température de la pièce tel que prescrit par le protocole du *Laboratoire national des essais environnementaux (NLET)*. L'eau devant être analysée pour le SRP et le NO_2^- a été filtrée sur une membrane de 0,2 μm en cellulose-acétate. Une seule bouteille était suffisante pour les deux analyses. Elles ont été entreposées à 4 °C jusqu'à l'envoi.

Les échantillons ont été envoyés le 4 avril 2002 pour être analysés au *Laboratoire national des essais environnementaux (NLET)* du centre canadien des eaux intérieures à Burlington, Ontario (Environnement Canada). Les seuils de détection pour le PT et le SRP sont de 0,0002 mg/L et de 0,002 mg/L pour le NO_2^- .

La concentration en PT et SRP a été déterminée par la digestion du phosphore en orthophosphate (PO_4^{3-}) par un mélange d'acide sulfurique. La concentration en nitrite a été

évaluée en faisant réagir les nitrites avec du sulfanilamide et du N-(1-naphthyl)-éthylène diamine pour former un complexe rose quantifié par spectrophotométrie.

Chlorophylle *a*

La méthode d'extraction de la *chl_a* décrite ci-après a été modifiée de Nusch (1980) et Sartory et Grobbelaar (1984). Les bouteilles d'eau étaient conservées au noir et au froid jusqu'au moment de la filtration qui avait toujours lieu en après-midi le jour même. L'eau était filtrée sur des filtres GF/F 47 mm et ceux-ci ont été entreposés à -20 °C pour les échantillons de 2002 et à -80 °C pour ceux de 2003. Les extractions ont été effectuées entre novembre 2002 et février 2003 pour les échantillons récoltés en 2002 et au maximum dans la semaine suivant la filtration pour ceux prélevés en 2003. L'extraction s'est effectuée à l'éthanol 95%. Les tubes contenant les filtres étaient tous placés en même temps dans un bain-marie chauffé à 78 °C (température d'ébullition de l'éthanol) pendant six minutes. Les tubes étaient ensuite placés dans un bassin d'eau à température ambiante et protégé de la lumière. L'extraction se poursuivait dans ces conditions pendant une heure au minimum. La concentration en *chl_a* a été évaluée par fluorométrie (excitation à 430 nm ; émission à 680 nm). Les analyses ont d'abord été effectuées avec un fluoromètre Shimadzu RF5000U jusqu'à la mi-décembre 2002, puis sur un fluoromètre Varian, Cary Eclipse. Les valeurs étaient corrigées pour les phaeopigments (produits de dégradation de la *chl_a* pouvant biaiser les mesures) en mesurant la fluorescence sous les mêmes conditions mais après acidification de l'échantillon par deux gouttes d'acide chlorhydrique à un normal (HCl 1N). Les valeurs de fluorescence ont été comparées à une courbe-étalon construite à partir de solutions de concentrations connues de *chl_a* (Sigma Chemical Co.) et la concentration calculée à l'aide de l'équation suivante (Jeffrey et Welschmeyer 1997).

$$Chla = \frac{F_m v (F_o - F_a)}{V_f K (F_m - 1)} \quad \text{ÉQUATION 2-4}$$

où *chl_a* est la concentration en chlorophylle *a* (µg/L), F_o est la fluorescence avant acidification, F_a est la fluorescence après acidification, F_m est le rapport F_o/F_a de la courbe

standard, v est le volume d'éthanol utilisé pour l'extraction (mL), V_f est le volume d'eau filtrée (L), et K est la pente de la courbe standard (unité de fluorescence/ $\mu\text{g chl}a$).

Comptage du phytoplancton

Les échantillons du mois d'août 2002 en surface et à 4,5 m de profondeur ont été conservés dans une solution de glutéraldéhyde-paraformaldéhyde (décrite par Tsuji et Yanagita 1981) en raison de sa capacité à garder intactes les cellules et de son long pouvoir de préservation (plusieurs années, Thronsen 1978). Le comptage s'est effectué à l'aide d'un microscope inversé *Axiovert 10* (*Zeiss*) (Utermöhl 1958) après sédimentation des cellules dans une tourelle prévu à cet effet (hauteur = 2,5 cm, volume = 14,7 mL) pendant 15 heures assurant ainsi la sédimentation complète des cellules (Hasle 1978). L'observation s'est effectuée majoritairement à 100X, et à l'occasion à 40X. Entre 89 et 504 champs ont été observés pour l'identification, ce qui a toujours permis d'avoir un compte généralement supérieur à 2000 cellules assurant statistiquement la validité des résultats (Venrick 1978). Les échantillons étaient sélectionnés aléatoirement pour le comptage (plutôt qu'en ordre chronologique) afin d'éviter les biais liés au manque d'expérience au début de l'analyse. Les ouvrages de Bourrelly (1966-1970), Canter-Lund et Lund (1995) et Wehr et Sheath (2003) ont été utilisés comme principaux outils d'identification.

En assumant que 100% cellules ont sédimenté, le comptage a été transformé en concentration de cellules par unité de volume *via* la relation suivante :

$$[\text{cell}] = \text{Nbr}/(a/A)*V \quad \text{ÉQUATION 2-5}$$

avec

$$a = C_{100X}*(R_{100X})^2 * \pi + C_{40X}*(R_{40X})^2 * \pi \quad \text{ÉQUATION 2-6}$$

où $[\text{cell}]$ est la concentration cellulaire (cellules/mL), Nbr est la quantité de cellules comptées pour un taxon au microscope, a est la superficie observée au microscope, C_{100X} et C_{40X} sont le nombre de champs observés à 100X et 40X respectivement, R_{100X} et R_{40X} sont le rayon du champs à 100X ou 40X (0,1 mm et 0,245 mm respectivement), A est la

superficie de la chambre de sédimentation où s'accumulent les cellules (= 490,8 mm²), et V est le volume de l'échantillon utilisé pour la sédimentation (= 14,7 mL).

Calcul du taux de croissance

Le taux de croissance (μ) a été déterminé en calculant les différences de concentration en chlorophylle a exprimée par mètre carré entre deux échantillonnages. Les moyennes pour les trois stations en surface et les deux stations à 4,5 m ont été utilisées afin de limiter l'influence de l'advection sur les résultats. Puisque la chl a n'est pas distribuée de manière homogène verticalement et que seuls deux points ont été échantillonnés dans la colonne d'eau, un estimé de distribution a été effectué à partir d'un profil d'éclairement. Cette courbe (E fonction de z) a permis d'identifier deux couches d'eau : celle de surface plus dense en chl a dû à l'accumulation du phytoplancton et celle en profondeur jusqu'à 4,5 m contenant moins de chl a . La frontière entre ces deux couches a été déterminée par la profondeur à laquelle un changement abrupt dans la pente est observé (Figure 2-1A). Il est assumé que la chl a est la principale responsable du changement de la transparence de l'eau ($r = 0,63$, voir chapitre 1 – Résultats). Les valeurs de chl a mesurées en surface ont été associées à la couche d'eau supérieure, alors que celles mesurées en profondeur ont été associées au reste de la colonne d'eau jusqu'à 4,5 m. Ainsi le taux de croissance a pu être calculé :

$$\mu = \frac{\log(C_{t+1}) - \log(C_t)}{\Delta t} \quad \text{ÉQUATION 2-7}$$

avec

$$C_i = (C_s \times p) + (C_p \times (4,5 - p)) \quad \text{ÉQUATION 2-8}$$

où μ est le taux de croissance (d⁻¹), C_{t+1} et C_t sont les concentrations en chlorophylle a exprimées par unité de surface pour deux journées successives (mg chl a /m²), Δt est l'intervalle de temps entre les deux visites, t et $t+1$ (jours), C_s et C_p sont la concentration moyenne pour toutes les stations en chlorophylle a pour une journée t pour, respectivement,

la couche d'eau en surface et à 4,5 m (mg chl_a/m³), et p est la profondeur de la couche de surface déterminée par la courbe d'éclairement (m) (Figure 2-1A).

Productivité

La productivité primaire peut être estimée à partir de la fluorescence naturelle du phytoplancton, c'est-à-dire celle induite par le soleil (Kiefer et al. 1989). Celle-ci a été calculée automatiquement par le profileur *PNF 300* (Biospherical Instruments inc.) qui exprime la productivité en nmol carbone/m³/sec. Plusieurs paramètres et coefficients se doivent d'être considérés dans le calcul, ces derniers étant établis par le manufacturier du profileur dans le fichier de calibration. Toutefois, les coefficients établis ne sont pas toujours adéquats. Dans le cas présent, le manufacturier indique que la productivité est sous-estimée dans le cas des cyanobactéries car elles possèdent un rapport photosynthèse/fluorescence plus élevé que les autres groupes. De même, le manufacturier indique que lorsque la concentration en chl_a est supérieure à 3 µg/L, la production primaire est sous-estimée en raison de l'absorption de la fluorescence par les pigments avant d'atteindre le détecteur (*self-absorption*).

La production primaire brute instantanée est calculée par le profileur en utilisant l'algorithme suivant:

$$F_c = F_f \frac{k_\phi \phi_{r\max}}{k_\phi + E_0(PAR)} \quad \text{ÉQUATION 2-9}$$

avec

$$F_f = 4\pi(k(PAR) + a(chl))L_u(chl) \quad \text{ÉQUATION 2-10}$$

où F_c est la production primaire brute instantanée (nmol atomes de carbone/m³·s), F_f est la fluorescence naturelle (nmol photon/m³·s), $\phi_{r\max}$ est le rendement maximum pour la photosynthèse (atomes de carbone/photon), k_ϕ est l'éclairement auquel la moitié de $\phi_{r\max}$ est atteint (µmol/m²·s), $E_0(PAR)$ est l'éclairement incident du PAR (µmol/m²·s), $k(PAR)$ est le coefficient d'extinction (m⁻¹), $a(chl)$ est l'absorption par l'eau et ses solutés de la lumière émise par la chl_a (m⁻¹), et $L_u(chl)$ est l'éclairement vers le haut (upwelling) issue de la chl_a

($\text{nmol/m}^2\cdot\text{s}\cdot\text{str}$). Les valeurs établies par le manufacturier sont $k_\varphi = 133$, $\varphi_{rmax} = 4$, $a(chl) = 0,48$. $k(PAR)$ est calculé par l'appareil alors que E_0 et $L_u(chl)$ est mesurée directement par les senseurs du profileur.

Météorologie

Une station météorologique (Weather Wizard III®, Davis Instruments) a été installée en 2002 et 2003 sur un quai s'avancant de quelques mètres au dessus du lac à partir de la rive nord. Cette station a enregistré à toutes les 15 minutes la température (précision : $\pm 0,5$ °C), la vitesse du vent (précision : $\pm 5\%$) et la direction du vent (précision : $\pm 7^\circ$). Ces mêmes paramètres ainsi que la pression atmosphérique, la pluviométrie et les conditions météorologiques observées ont été enregistrées à la station météorologique d'Environnement Canada de l'aéroport Jean-Lesage et notées quotidiennement par intervalle de deux heures à partir du site Internet de cette station :

http://weatheroffice.ec.gc.ca/forecast/24_hour_conditions_f.html?yqb&unit=m

ou

http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/advanceSearch/searchHistoricDataStations_f.html?searchType=stnProx&txtRadius=25&optProxType=custom&txtCentralLatDeg=46&txtCentralLatMin=50&txtCentralLongDeg=71&txtCentralLongMin=12&optLimit=specDate&Month=1&Year=2002&Day=1&selRowPerPage=25

Résultats

Caractéristiques trophiques

Les campagnes d'échantillonnage effectuées aux étés 2002 et 2003 indiquent qu'en moyenne la *chl a* était de 55 µg/L, la profondeur de Secchi était de 155 cm et le phosphore total (PT-P) de 64 µg/L ce qui confère au lac Saint-Augustin le statut eutrophe-hypereutrophe. Pour plus de détails, voir le chapitre 1 - *Résultats*.

Chlorophylle *a*

La *chl a* en surface à la station A est demeurée stable en oscillant entre 4 µg/L et 24 µg/L jusqu'au 9 août. Quatre jours ont suffi par la suite pour que la *chl a* atteigne un sommet le 19 août à 239 µg/L ce qui a constitué le début de la floraison. La *chl a* a ensuite chuté dès le 20 août pour se maintenir à des valeurs entre 50 µg/L et 100 µg/L jusqu'au 28 août. Après cette date, la concentration s'est établie à environ 20 µg/L pour le reste de l'été (voir Figure 1-7). Plus de détails sont disponibles au chapitre 1.

Taux de croissance

L'expression de la *chl a* par unité de surface permet de vérifier si l'augmentation de la concentration en surface durant la floraison (en mg *chl a*/m³) est vraiment causée par une migration verticale ou s'il s'agit des conséquences de la croissance cellulaire. La Figure 2-1 montre que le phytoplancton a connu une croissance pendant tout l'été avec des taux pouvant atteindre 0,25/jour mais que pendant la floraison, le taux de changement était près de zéro (du 1^{er} - au 19 août), signifiant que la sommation jusqu'à 4,5 m de la quantité de *chl a* connaissait peu de changements.

Assemblage de la communauté phytoplanctonique

La concentration cellulaire du phytoplancton en surface à la station A, à l'image de la concentration en chlorophylle *a*, est faible au début du mois d'août, avec moins de 50 000 cellules/mL (Figure 2-2). Les chlorophytes et les dinoflagellés ont dominé le

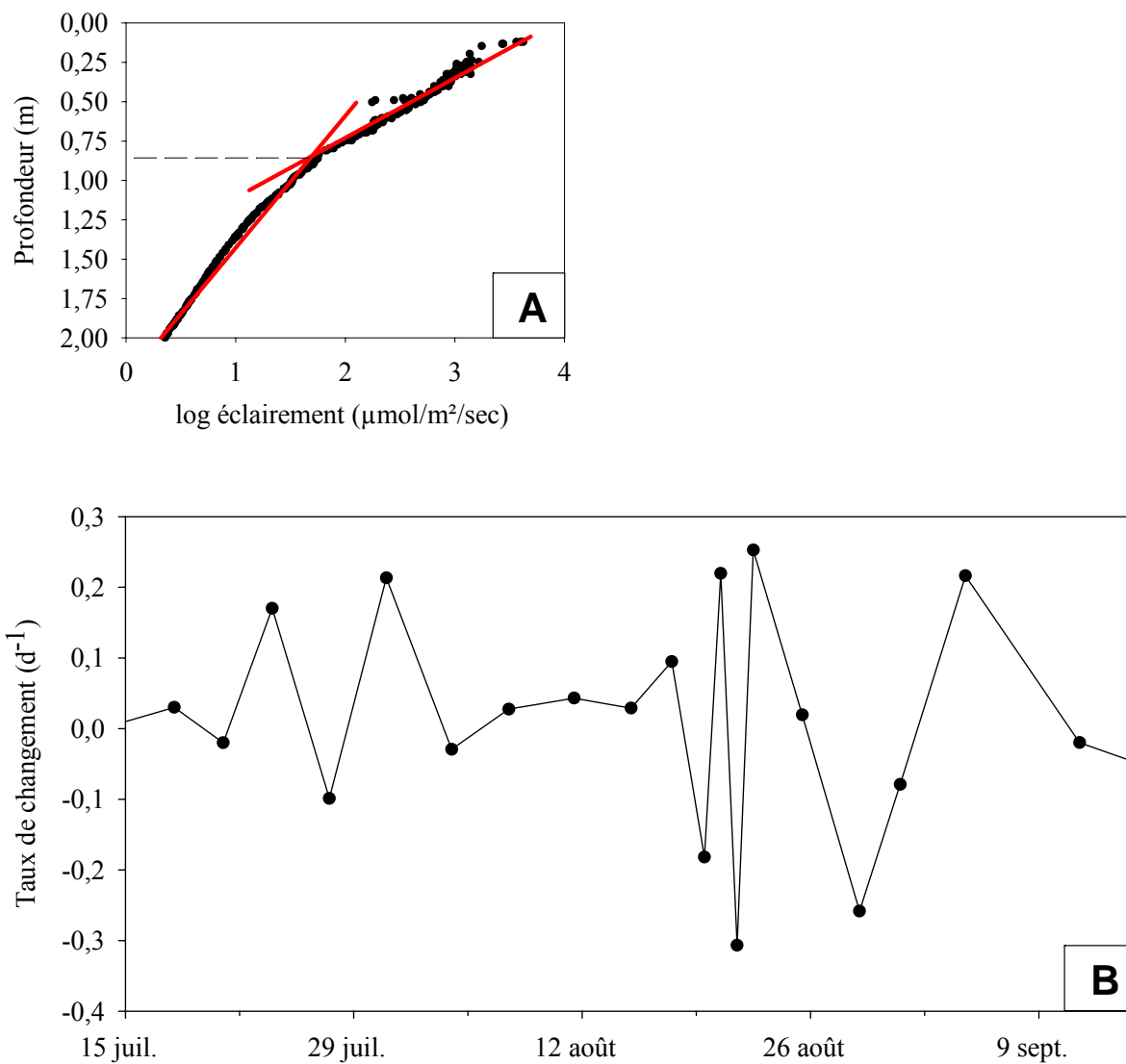


Figure 2-1 A : Courbe d'éclairement du 19 août 2002 qui a permis d'estimer la profondeur de la couche d'eau sur laquelle les données de chl a en surface ($\text{mg chl}a/\text{m}^2$) ont été appliquées (0,85 m) (voir Méthodologie – équation 2-7). **B :** Taux de changement (d^{-1}) de la concentration en chlorophylle a par unité de surface ($\text{mg chl}a/\text{m}^2$) estimé pour différents jours de l'été 2002. La concentration en chl a par unité de surface a été estimée pour une colonne d'eau de 4,5 m.

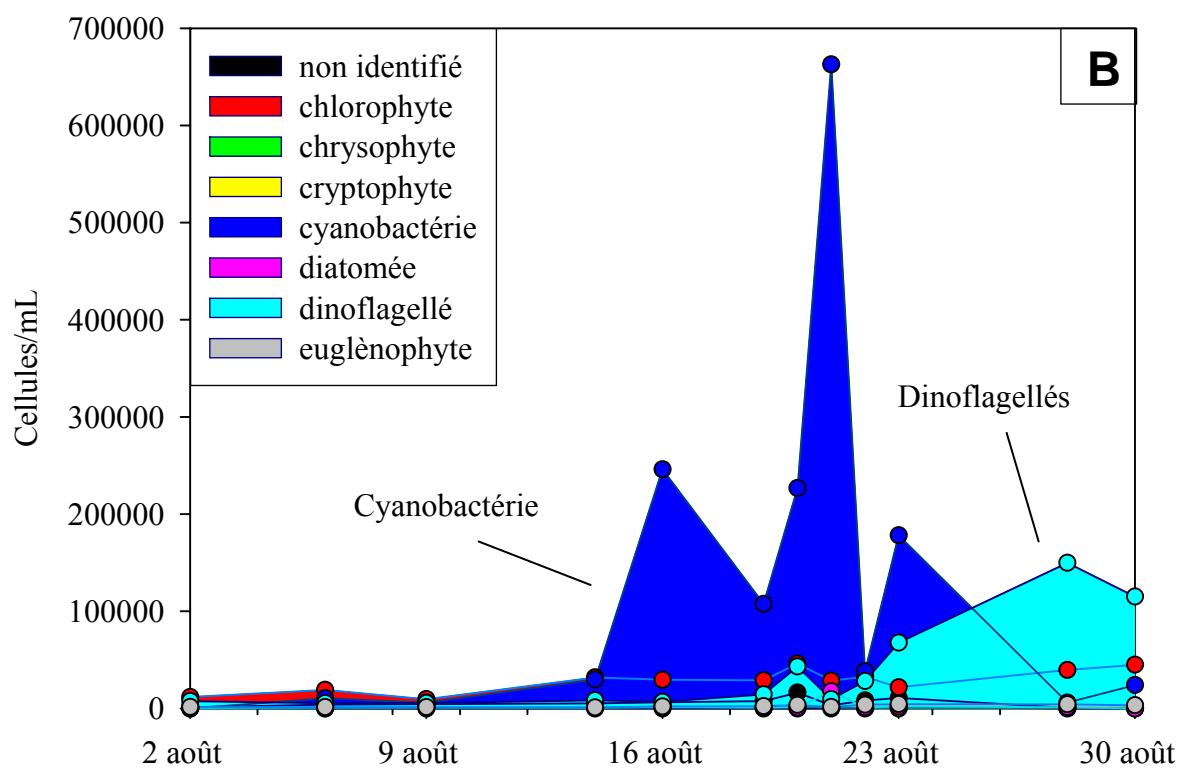
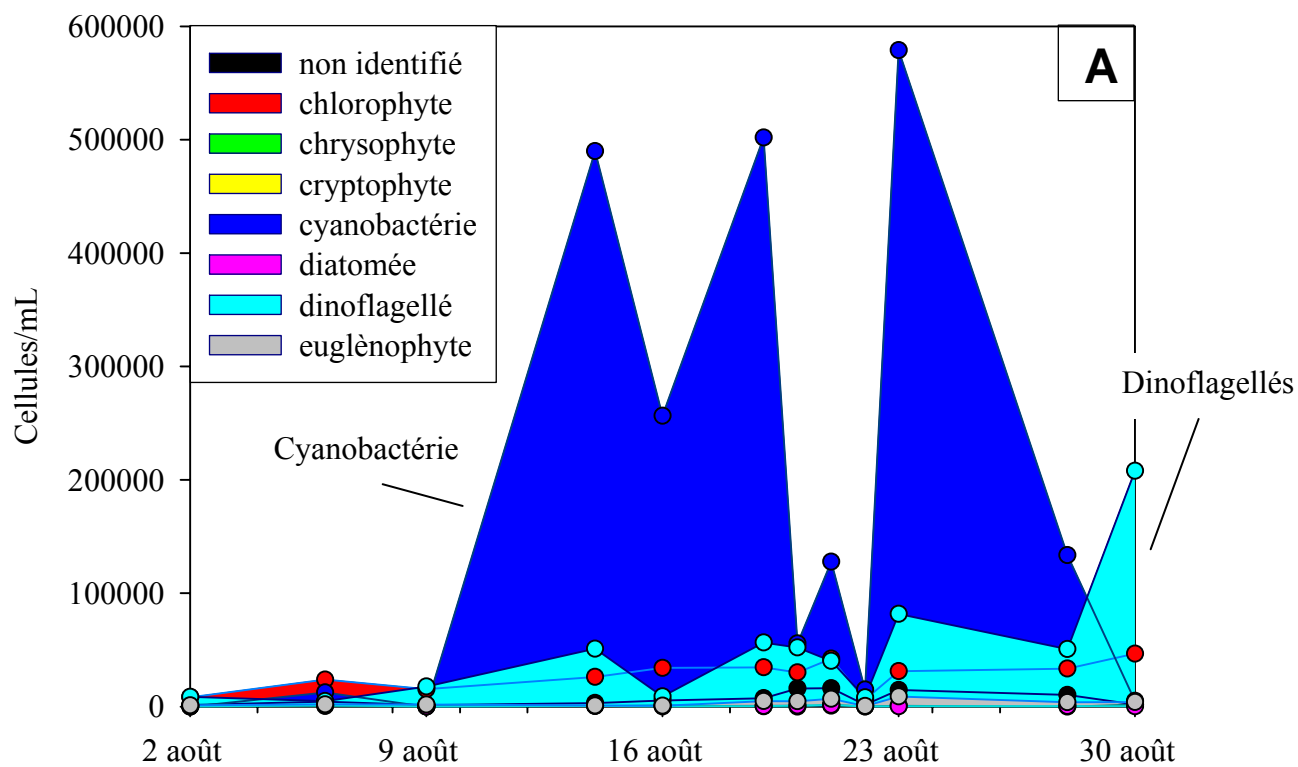


Figure 2-2 Évolution de l'assemblage de la communauté phytoplanktonique en août 2002 en **A** : surface **B** : 4,5 m

phytoplancton en représentant chacun plus de 40% de la biomasse en cellules. Après le 9 août, la floraison a débuté, et à partir du 14 août, la concentration était supérieure à 300 000 cellules/mL et généralement près de 600 000 cellules/mL jusqu'au 28 août. Pendant une courte période de temps cependant, entre le 20 et 22 août, la concentration a chuté à des valeurs en dessous de 250 000 cellules/mL, ce qui est cohérent avec la diminution de *chl a* observée pendant ces dates. La floraison a été causée par les cyanobactéries, en particulier les genres *Anabaena* et *Aphanizomenon*. Des floes et des écumes étaient facilement visibles en surface (voir photos en annexe). Au début du mois d'août, les cyanobactéries étaient pratiquement absentes des échantillons, alors que le 14 août et les jours suivants, elles représentaient plus de 80% du nombre total de cellules. Elles ont décliné le 21 août en constituant moins de 55% du phytoplancton, pour connaître un second pic le 23 août avec 80% du total des cellules. Les dinoflagellés, en particulier les genres *Ceratium* et surtout *Cf. Peridiniopsis*, ont toujours été présentes durant le mois d'août, en représentant généralement plus de 10% des cellules phytoplanctoniques. À la fin du mois, les dinoflagellés ont dominé le phytoplancton en représentant plus de 75% des cellules le 30 août.

À 4,5 m de profondeur, les cyanobactéries ont aussi dominé à partir du 16 août, avec plus de 60% des cellules. Deux sommets ont été observés, d'abord le 16 août et un deuxième plus important le 21 août, avec une dominance s'établissant à plus de 90% du phytoplancton. Dans les deux cas, ce sommet était associé à une diminution concomitante en surface, des précipitations étant associées à ces journées. Les dinoflagellés ont aussi occupé une part importante du phytoplancton tout au long du mois d'août, avec généralement plus de 10% des cellules, s'accroissant à la fin du mois pour atteindre plus de 70%.

Conditions météorologiques

La période de floraison, qui a atteint son maximum le 19 août, a été caractérisée par des conditions météorologiques d'une grande stabilité entre le 9 et 17 août (Figure 2-3A et C). La direction et la vitesse du vent ont été exceptionnellement réguliers jour après jour, c'est-

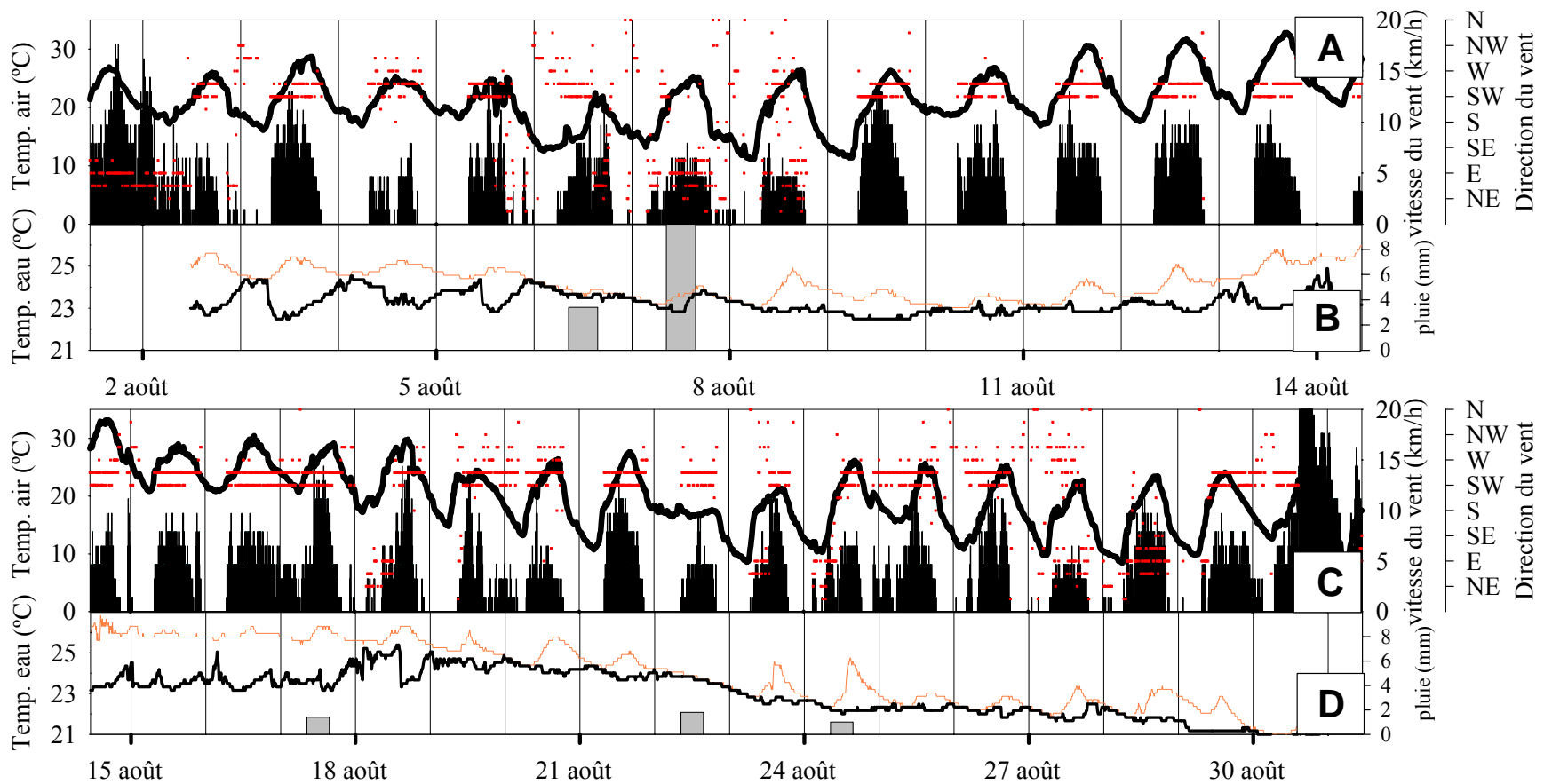


Figure 2-3 Données obtenues en continu pour le mois d'août 2002. **A et C** présentent les données de la station météorologique installée au lac Saint-Augustin. Les histogrammes noirs représentent la vitesse du vent, la courbe est la température de l'air et les points sont la direction du vent **B et D** présentent les données de température à la station F et les histogrammes gris sont les précipitations. La courbe du haut et du bas sont respectivement la température à 0,4 m et 4,5 m.

à-dire un vent du sud-ouest de 10 km/h, et ont suivi un cycle tout aussi régulier en arrêtant de souffler la nuit entre 20h00 et 8h00. Cette période a aussi été marquée par une canicule alors que les températures de l'air étaient nettement au-dessus des normales à partir du 9 août, et particulièrement après le 11 août avec ~ 10 °C au-dessus de la normale. Entre le 11 et 17 août, la normale le jour oscillait entre 22,8 °C et 24,2 °C alors que le maximum pour cette période était supérieur à 29 °C avec une pointe à 34 °C. La nuit, les températures étaient aussi plus chaudes que la normale (établie entre 12,1 °C et 13,1 °C) avec des minimums supérieurs à 15 °C et généralement près de 20 °C. Ces valeurs élevées de température de l'air durant la nuit ont réduit la différence de température entre l'air et l'eau en surface. Cette différence était environ de 5 °C plutôt que de ~ 10 °C (Figure 2-4) caractéristiques des nuits précédant la canicule. Peu de précipitations sont tombées au mois d'août ; la plus grande quantité est tombée le 6 et 7 août et s'est élevée à 15 mm. Des précipitations inférieures à 2 mm sont tombées le 17, 22 et 24 août.

Température de l'eau

La canicule du mois d'août 2002 a provoqué une augmentation rapide de la température de l'eau en surface (Figure 2-3B et D). Celle-ci est passée d'une valeur en mi-journée de près de 23,5 °C avant le 11 août pour atteindre près de 26,5 °C le 14 août et se maintenir à une température avoisinant 26 °C jusqu'au 20 août. La température près du fond (6 m) est cependant restée constante jusqu'au 18 août avec une température (qui représente la température de la couche d'eau près du fond et non pas celle d'une autre couche causée par la seiche) avoisinant 23,0 °C. Le 18 août, la température au fond du lac a fait un bon pour s'élever à 25,0 °C et décroître par la suite continuellement jusqu'à la fin du mois, tout comme la température en surface.

L'augmentation de la température en surface et la relative constance de la température près du fond a provoqué une augmentation de la stratification. Les profils de température de la Figure 2-5 entre le 9 et le 21 août montrent des différences de température allant en augmentant entre la surface et le fond pour être parfois supérieures à 4 °C. Après le 28 août, la stratification était beaucoup moins prononcée avec des différences inférieures à 1,5 °C.

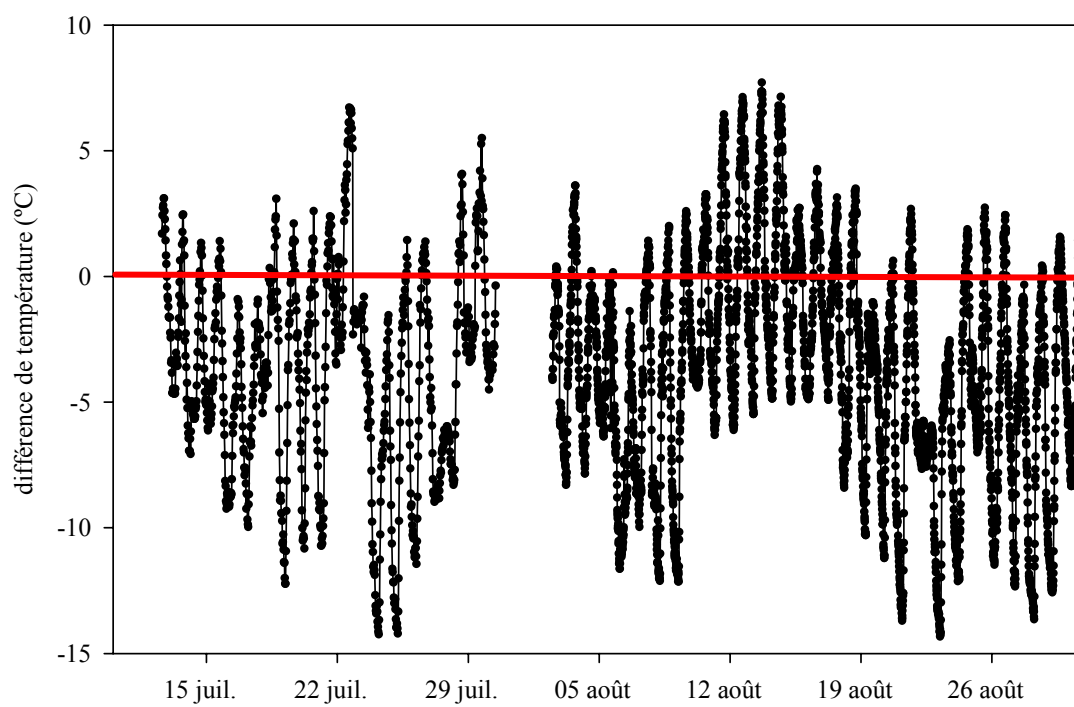


Figure 2-4 Différence entre la température de l'air et celle de l'eau en surface. Durant la période de floraison, cette différence durant la nuit était nettement moins prononcée.

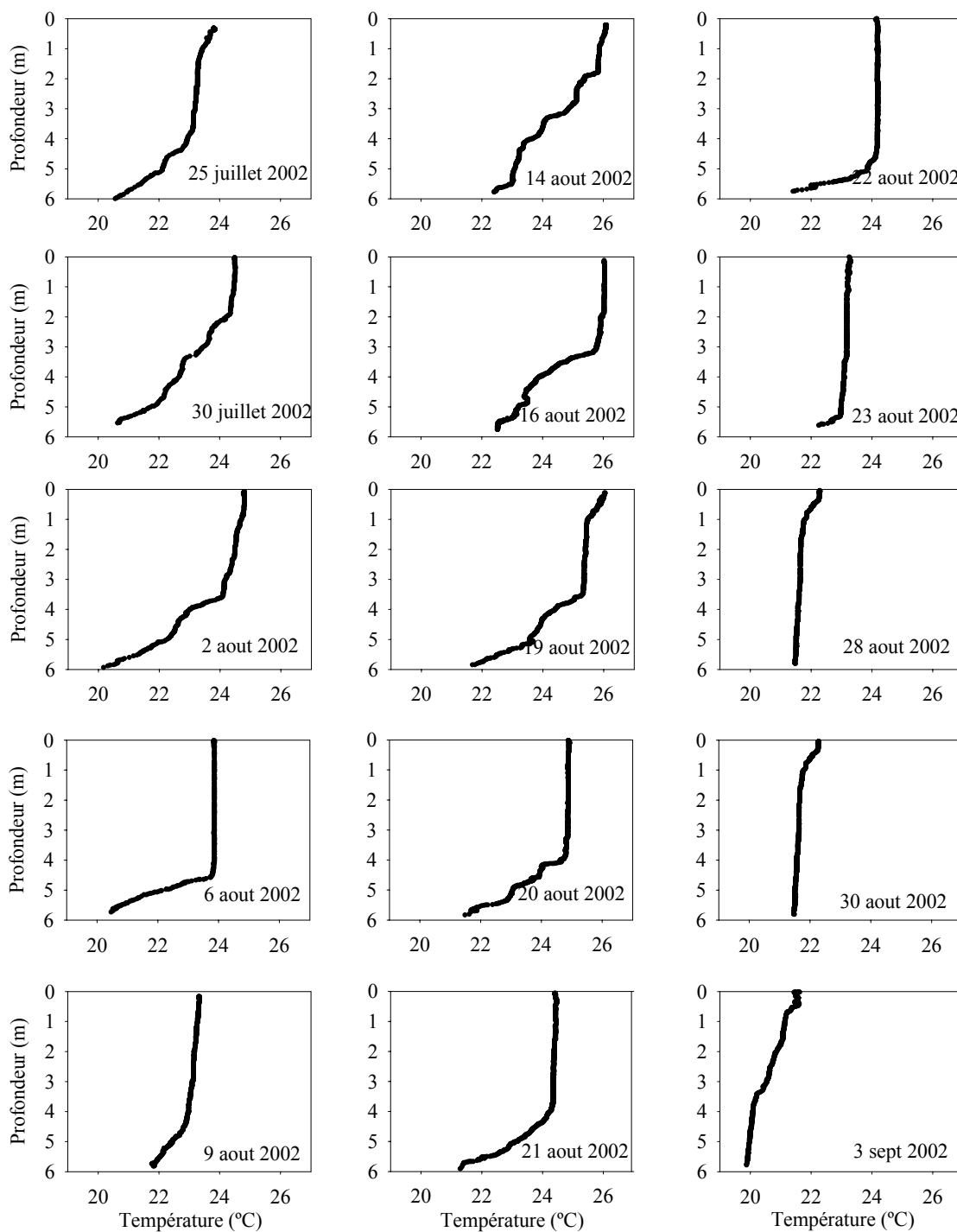


Figure 2-5 Profils de température obtenus à la station A entre 10h00 et 12h00 pour différentes dates durant l'été 2002. Une couche diurne semble s'être établie durant la période de floraison entre le 9 et 19 août.

La Figure 2-6 permet de constater qu'entre le 12 et le 19 août, les conditions ont permis à l'eau de se stratifier sur le premier mètre du lac avec une température plus élevée de 0,5 °C, ce qui peut laisser supposer la présence d'une stratification diurne. La thermocline saisonnière s'est, quant à elle, maintenue à plus ou moins 4 m tout au long de l'été.

Phosphore

Avant la floraison du début du mois d'août, la concentration en phosphore total (PT) était plus élevée à 4,5 m (Figure 2-7A). Cependant, pendant la floraison, et jusqu'à la fin septembre, une plus grande concentration en PT était retrouvée en surface, à l'image de la concentration en *chl a*. Ceci indique probablement que la majeure partie du PT est d'origine particulaire.

Le phosphore réactif soluble (SRP) a été plutôt homogène entre la surface et le fond en début d'été (Figure 2-7B). Mais à la fin juillet, il a soudainement augmenté à 4,5 m. La différence entre la surface et 4,5 m a ensuite diminué en raison d'une augmentation du SRP en surface (chapitre un, Figure 1-10). Après la floraison à la fin août, la différence a chuté rapidement en raison du mélange automnal qui a homogénéisé la colonne d'eau. En même temps, les concentrations en SRP diminuaient à des valeurs près du seuil de détection.

Fluorescence naturelle

La fluorescence naturelle, mesurée par le *PNF 300* peut donner un estimé grossier de la productivité. Celle-ci a toujours diminué avec la profondeur, en accord avec la diminution de la lumière nécessaire à la photosynthèse (Figure 2-8). Les données près de la surface ont montré beaucoup de variabilité pour ensuite converger à près de zéro à une profondeur de 4 m. La productivité primaire en surface a connu une augmentation de 60% lors de la floraison. Cette période a aussi été caractérisée par une diminution plus rapide de la productivité en profondeur. Afin de faire un bilan net de consommation de CO₂, un estimé de respiration a été calculé à partir des données de *chl a* (Figure 2-8). Selon Reynolds (1984), le taux le plus faible connu est de 0,1 mg O₂/mg *chl a*/m³/s. Tout au long de l'été, la production primaire a été supérieure à l'estimé de la respiration phytoplantonique

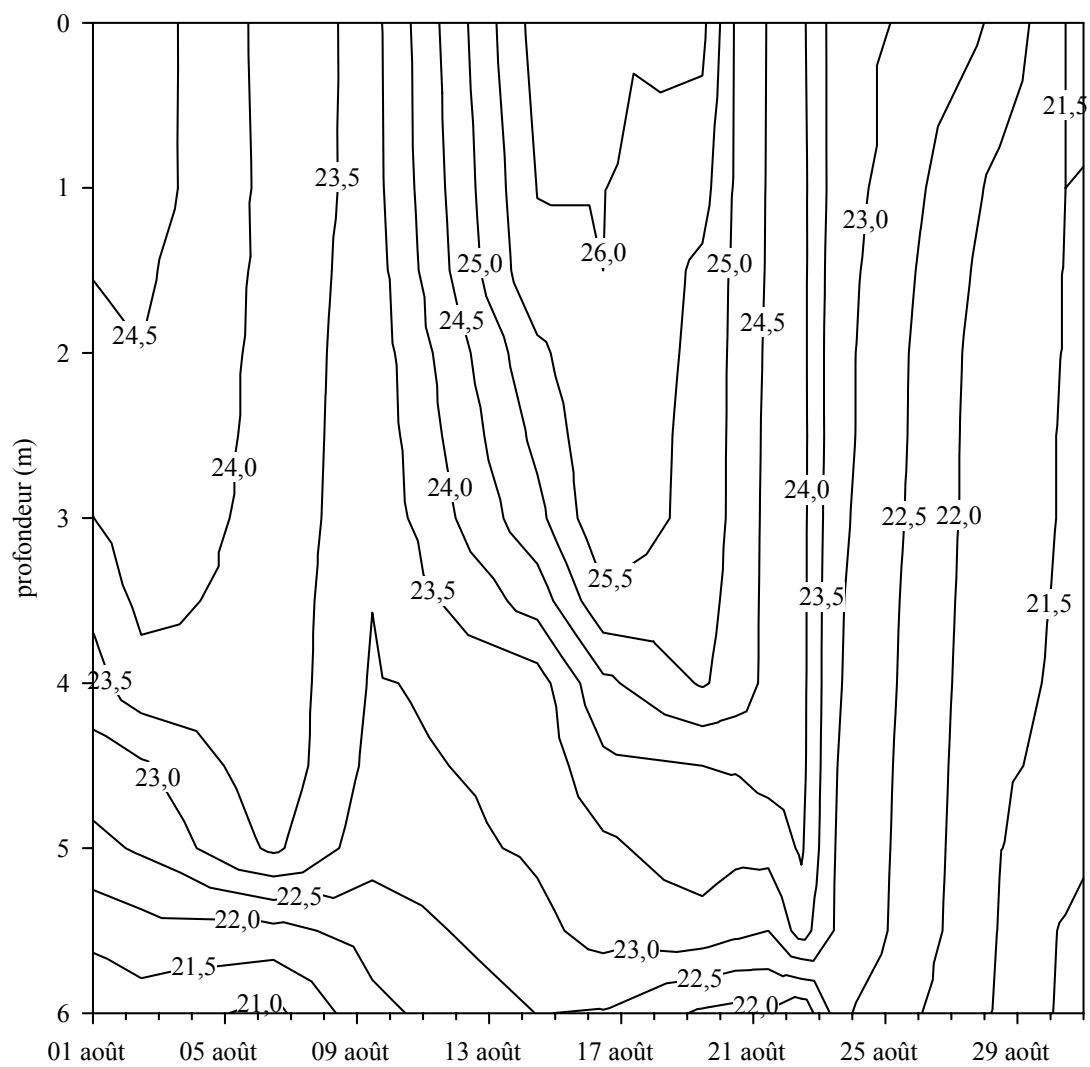


Figure 2-6 Profils de la température obtenus à la station A pour le mois d'août 2002.

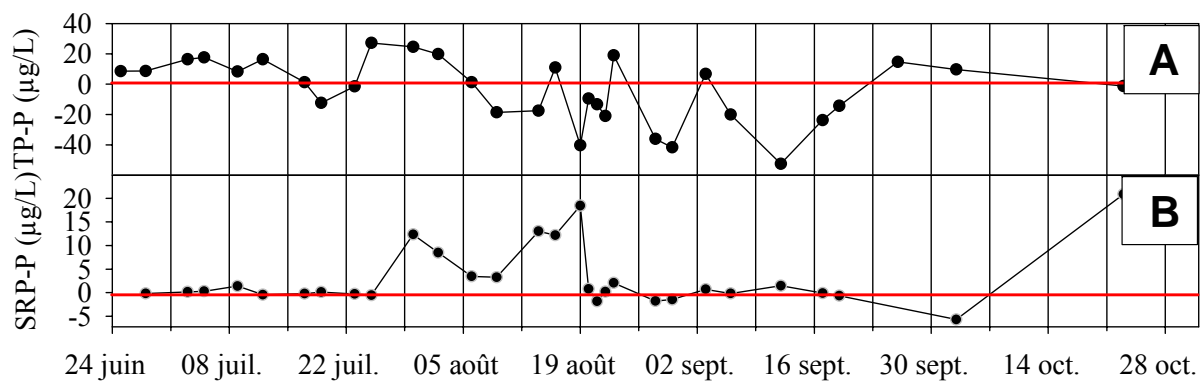


Figure 2-7 Différence entre la moyenne à 4,5 m et en surface des concentrations pour **A** : le phosphore total et **B** : le phosphore réactif soluble, en 2002

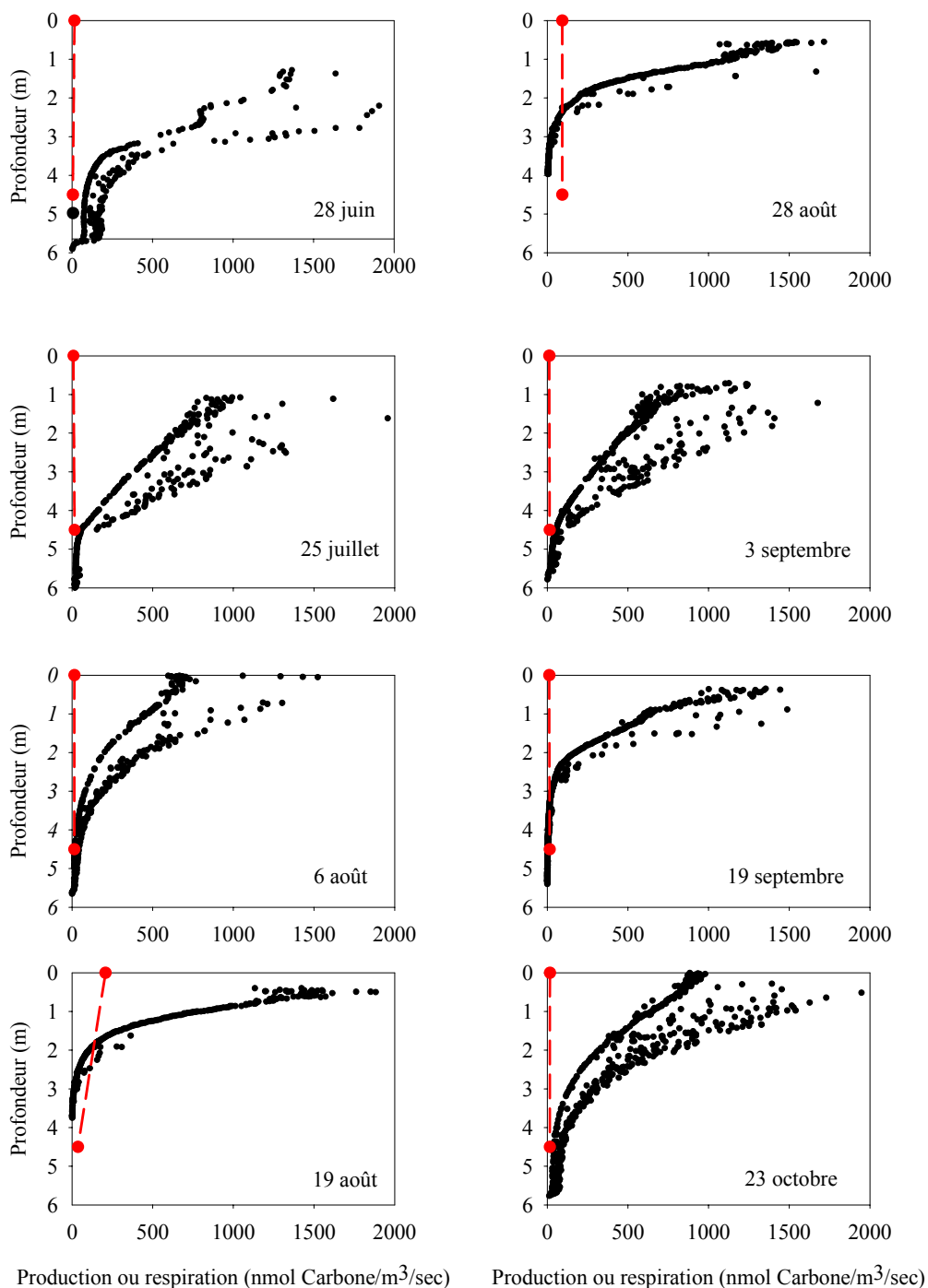


Figure 2-8 Production primaire pour différents moments de l'été 2002 estimée à partir de la fluorescence naturelle obtenue par un profil en descente. Les traits en pointillé indiquent la respiration minimum estimée à partir du plus faible taux de respiration minimum par mg de *chl a* connu, soit 0,1 mg O₂/mg *chl a*/m³/sec (Reynolds 1984).

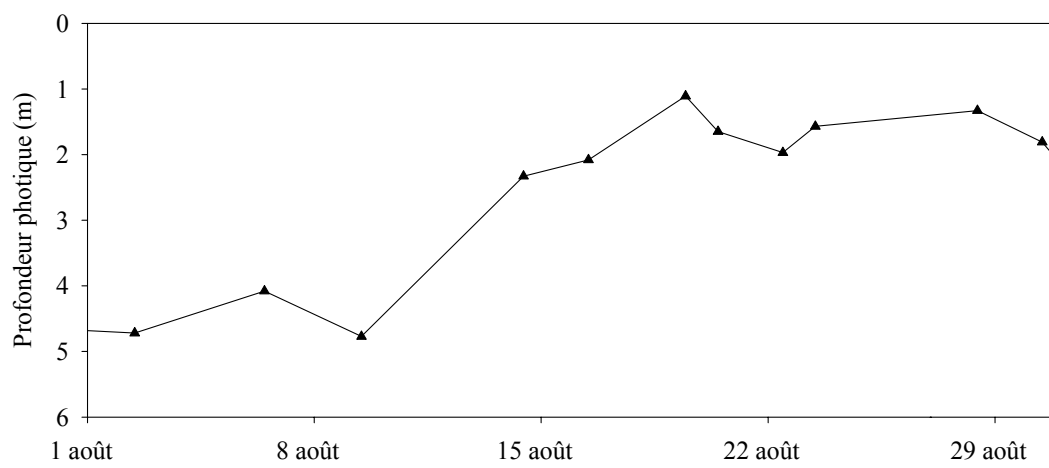


Figure 2-9 Profondeur photique à la station A pour le mois d'août 2002.

minimum sur l'ensemble de la colonne d'eau, à l'exception de la période de floraison. À ce moment, le point de compensation minimum, c'est-à-dire l'endroit où la respiration (minimum) égale la photosynthèse (bilan net de $\text{CO}_2 = 0$), se trouvait à une profondeur inférieure à 2,5 m. Un bilan négatif sous 2,5 m (émission nette de CO_2) a été causé sans doute par l'augmentation de la biomasse en surface, qui a augmenté localement la respiration tout en diminuant la pénétration de la lumière pour la photosynthèse.

Lumière

La profondeur de la zone euphotique a rapidement diminué durant la floraison (Figure 2-9). Elle est passée d'une profondeur d'environ 5 m à une profondeur inférieure à 2 m, parfois même inférieure à 1 m tel que le 19 août. Les autres indicateurs de la transparence de l'eau, soit le coefficient d'extinction (K) et la profondeur de Secchi (Z_{secchi}), suivent la même tendance. Au début du mois d'août, K était de 0,86, augmentant par la suite pour atteindre un maximum de 2,85 le 19 août. De même, Z_{secchi} était supérieure à 2 m avant la floraison et inférieure à 0,9 m lors de la floraison.

Discussion

Origines de la floraison

Le rôle de la stratification et du mélange en tant que facteur responsable des floraisons de cyanobactéries a été évalué et observé par de nombreuses études (Zohary et Roberts 1989; Bormans et al. 1997; Brookes et al. 1999; Nakano et al. 2001). En plus de tirer avantage de la stratification pour s'accumuler en surface, les cyanobactéries, du fait de cette accumulation, modifieraient leur environnement de manière à entretenir les conditions leur assurant leur dominance (Vincent 1989). Elles épuiseraient par la photosynthèse les réserves de CO_2 provoquant une augmentation du pH (Shapiro 1997) et réduiraient la quantité de lumière disponibles dans les couches sous-jacentes (Scheffer et al. 1997). De plus, elles amplifieraient la stratification en surface ce qui, d'une part, limiterait la présence des autres espèces incapables de se maintenir dans la colonne d'eau par elles-mêmes et d'autre part, réduirait les flux d'oxygène vers les sédiments, favorisant ainsi la remise en solution des éléments nutritifs (Kumagai et al. 2000). Les estimés de productivité et de

respiration (Figure 2-8) montrent qu'au moment de la floraison, le phytoplancton situé à une profondeur supérieure à 2 m possédait une photosynthèse nette négative (consommation d'hydrates de carbone par respiration supérieure à leur production par photosynthèse). Ainsi, seules les cellules capables de se maintenir en surface, là où le bilan est positif, étaient viables à long terme. La Figure 2-8 montre beaucoup de variabilité en surface. Puisque la fluorescence naturelle dépend entre autre de l'éclairement à chaque instant, les variations rapides de l'éclairement pourraient expliquer cette dispersion des points (wave focusing, Laurion et al. 1997). Les vagues en surface pourraient agir à la manière de lentilles qui concentreraient ou disperseraient la lumière lors de leur passage.

Reynolds et Walsby (1975) ont conclu, dans une revue des facteurs menant aux floraisons de cyanobactéries, que trois conditions sont nécessaires : 1) une population de cyanobactéries doit être déjà présente dans le lac, 2) par leurs mécanismes physiologiques, les cellules doivent devenir extrêmement légères et tendre à avoir une vitesse de flottaison plus rapide que nécessaire, phénomène appelé « surflottaison », 3) l'énergie cinétique est insuffisante dans le lac pour entraîner les cellules en surface vers la couche d'eau profondes (i.e. stabilité de la colonne d'eau). D'autres études ont révélé que ces trois éléments étaient essentiels mais non suffisants (Zohary et Breen 1989). Toutefois, dans ce cas, le phénomène observé n'était pas une floraison mais plutôt un phénomène extrême appelé « hyperscum » ou abondance exceptionnelle d'écumes à la surface. Celle-ci avaient une superficie supérieure à un hectare, plusieurs dizaines de centimètres d'épaisseur et jusqu'à deux tonnes de chl a , ce qui n'était pas le cas au lac Saint-Augustin pendant la période étudiée.

Il est important de noter que certaines espèces de cyanobactéries dominent également lorsque des conditions de mélange sont présentes. C'est le cas de cyanobactéries filamenteuses membres des Oscillatoriaceae (Reynolds 1994) qui, en ce qui concerne *Planktothrix*, ont aussi le potentiel d'être toxique (Paerl et al. 2001). Cependant, ce sont généralement les conditions de stabilité thermique qui favorisent les espèces ayant un fort potentiel toxique (e.g. *Anabaena spp.*, *Aphanizomenon spp.*, *Microcystis spp.*). La notion de stabilité a été nuancée par Reynolds (1993) qui indique que le mélange est plus rapide que le

temps de génération des cellules (e.g. mélange continu), les conditions sont stables et uniformes, du point de vue de la cellule. Les cellules n'ont donc pas à s'adapter pour survivre, comme c'est le cas des Oscillatoriaceae adaptées un environnement « stable » où la colonne d'eau est bien mélangée.

Les conditions de Reynolds et Walsby (1975) étant au cœur de l'argumentation scientifique de la littérature, il est important de vérifier si celles-ci peuvent expliquer la floraison de l'été 2002 au lac Saint-Augustin. Mais avant de poursuivre, il est important de rappeler que les taux de changement de la chl a exprimés par unité de surface (mg chl a /m 2) indiquent que l'augmentation rapide de la concentration en chl a en surface (mg chl a /m 3) n'est pas issue de la croissance cellulaire mais bien de la migration verticale.

Conditions avant la floraison

Vérification de la première condition

Les comptages ont été effectués pour le mois d'août uniquement. Il n'est donc pas possible de vérifier avec certitude si les cyanobactéries étaient présentes pendant tout l'été. Toutefois, l'abondance en chl a depuis le mois de juin indique que les conditions permettaient la croissance du phytoplancton dont font parties les cyanobactéries. Les observations au microscope des échantillons des jours précédant le 9 août ont d'ailleurs révélées la présence de cyanobactéries du genre *Aphanizomenon* et *Anabaena*. Cependant, les cyanobactéries ont été absentes de certains comptages effectués avant le 9 août (station A du 2 août et du 9 août en surface). Ces échantillons ont été parmi les premiers à être comptés (rang < 3/24) ; il est donc possible que les cyanobactéries n'aient pas été reconnues. Cela expliquerait aussi pourquoi le 6 août en surface (rang = 7), les cyanobactéries soient soudainement apparues. Malgré l'incertitude du comptage, les conditions présentes au lac Saint-Augustin en 2002 laissent supposer leur présence. Par exemple, la température de l'eau au moment de la canicule a augmenté rapidement. Or, il est connu que ce sont les cyanobactéries qui possèdent l'augmentation la plus rapide du taux de croissance avec la température lorsque celle-ci est supérieure à 20 °C (Varis 1993). Certains chercheurs montrent que la dominance des cyanobactéries proviendrait du recrutement par les sédiments (Trimbee et Harris 1984b; Baker 1999) et la germination des akinètes (cellules

dormantes) survient à une température supérieure à 20 °C en présence de lumière (Baker et Bellifemine 2000; Tsujimura et Okubo 2003). Aussi, d'autres études montrent que parmi les cyanobactéries, *Aphanizomenon* et *Anabaena* sont avantagées lorsque les éléments nutritifs sont abondants (Varis 1993). Ces conditions étaient toutes présentes au lac Saint-Augustin en juillet. Enfin, la couche d'eau près des sédiments (~6 m) était anoxique, cette condition étant associée aux floraisons de cyanobactéries en général, avec un délai d'une à quinze semaines (Trimbee et Prepas 1988). Par contre, la présence d'*Aphanizomenon* a été associée à des zones oxiques près des sédiments (Osgood 1988), ce qui n'est pas compatible avec ce qui a été observé au lac Saint-Augustin en 2002. Bref, le comptage et les conditions environnementales indiquent que les cyanobactéries étaient vraisemblablement présentes sur l'ensemble de la colonne d'eau avant la floraison, ce qui respecte la première condition de Reynolds et Walsby (1975).

Vérification de la deuxième condition

Peu de temps avant la canicule, soit le 6 et le 7 août, 3,4 mm de pluie sont tombés, accompagnés d'une chute des températures abaissant le minimum durant la nuit à près de 13 °C. La température de l'eau en surface était supérieure à 23 °C durant ces dates. Un fort mouvement convectif devait en conséquence survenir. Bormans et coll. (1999) ont suggéré que le mouvement convectif lié au refroidissement pouvaient entraîner le phytoplancton vers le fond (*Microcystis*). Le vent, bien qu'étant moins présent durant la nuit, n'a jamais complètement cessé de souffler. En conséquence, la couche de mélange s'est étendue (Figure 2-3B et Figure 2-5: 6 août) s'établissant à 4,5-5 m. Cet épisode de mélange est perceptible par les données de nitrite en surface (Figure 1-10) (qui constitue un traceur de mélange) et le profil d'oxygène (Figure 1-12). L'entraînement des cellules vers le fond accompagné d'une réduction de l'éclairement en raison du couvert nuageux pendant deux jours, a pu provoquer une augmentation de la flottaison des cyanobactéries. Celle-ci ont d'ailleurs formé des agrégats ou floes (petites sphères en suspension facilement repérables en surface) afin de maximiser leur flottaison (Reynolds et al. 1987) (voir photos en annexe). La deuxième condition, soit l'acquisition par les cellules d'une grande flottaison, semble avoir été rencontrée.

Vérification de la troisième condition

La floraison en 2002 a débuté après le 9 août, alors que la chl_a a connu une augmentation spectaculaire, principalement due à l'augmentation de la biomasse des cyanobactéries en surface issue principalement d'une redistribution verticale. Le 9 août constitue la première journée d'une période de 11 jours de canicule. La température de l'eau en surface a augmenté rapidement de 2 °C pour former, entre le 12 et le 19 août, une couche d'eau plus chaude sur le premier mètre en surface et constituer ce qui semble être une stratification diurne (Figure 2-6). Cette couche peut aussi avoir été causée par la présence de la forte biomasse de cyanobactéries en surface qui aurait généré elle-même la stratification (Kumagai et al. 2000). Cette période de canicule était caractérisée par une absence de pluie, par une grande régularité dans le cycle de la vitesse et la direction du vent, par une élévation de la température de l'air atteignant 33 °C et par un minimum de température la nuit généralement supérieur à 20 °C. Le mouvement de l'eau causé par l'effet du vent ou le mélange convectif était donc fortement diminué durant la nuit. Avant et après la canicule, des précipitations sont survenues à une fréquence inférieure à 10 jours, le maximum le jour était d'environ 25 °C et la nuit et les températures descendaient à des valeurs près de 18-20 °C. Aussi, le vent ne suivait pas un cycle aussi régulier, la vitesse et la direction n'étaient pas constantes sur plusieurs journées et la nuit n'était pas toujours associée à une absence de vent. La période de canicule du mois d'août 2002 était donc caractérisée par un ensemble de conditions uniques qui, une fois rassemblées, ont permis l'apparition de conditions calmes après une période de mélange. La troisième condition de Reynolds et Walsby (1975) est donc respectées.

Ainsi, les conditions prévalant au lac Saint-Augustin avant et pendant la floraison étaient en accord avec les postulats de Reynolds et Walsby (1975). Ceci montre l'importance à accorder à l'échantillonnage, car le respect de ces trois conditions implique des changements rapides dans la structure de la colonne d'eau et ces changements vont au-delà d'une simple modification de la stabilité thermique (voir Figure 1-17). L'ensemble des paramètres limnologiques sont affectés. La fréquence d'échantillonnage joue donc un rôle important dans la compréhension de la dynamique d'un lac.

Présence de phosphore réactif soluble

La période de floraison et les quelques jours la précédant ont été caractérisés par une augmentation, unique dans l'été, du phosphore réactif soluble (SRP-P) en surface et en profondeur (voir chapitre 1, Figure 1-10B). L'origine de cette augmentation soudaine est difficile à expliquer. Elle pourrait être liée aux précipitations tombées la même journée. Les eaux de ruissellement suivant la pluie auraient ainsi pu importer massivement du phosphore provenant du bassin versant, ce qui a déjà été observé (Soranno 1997; Johnston et Jacoby 2003). Cependant, d'autres épisodes de pluie ont eut lieu plus tôt dans l'été et aucune augmentation de phosphore n'en avait résulté. Il est possible qu'à cette date, les producteurs agricoles situés sur le bassin versant aient nouvellement épandu des engrais sur les zones cultivées. Or, un rapport remis à la ville de Québec (EXXEP Environnement 2002, données non publiées) indique que les engrais sont peu utilisés et qu'ils constituent moins de 2% des apports totaux en phosphore. Il semble plus probable que le phosphore provienne du mélange de l'eau près des sédiments avec celle en surface. L'anoxie ($O_2 < 1$ mg/L) avec un potentiel redox inférieur à -200 mV qui lui est associé était présente au fond du lac (6 m) depuis le début de l'été. Vallentyne (1974) a montré que l'anoxie ($O_2 < 1$ mg/L) provoque la remise en solution du phosphore immobilisé dans les sédiments. Toutefois, des études récentes montrent que les mécanismes menant à l'émission de phosphore à partir des sédiments sont plus complexes. Ils impliqueraient autant des processus chimiques que biologiques et l'anoxie ne serait pas le seul facteur à considérer [i.e. une étude récente suggère qu'en plus de l'anoxie, il faudrait aussi tenir compte du rapport molaire $Fe(II) : S^{2-} : PO_4$ pour expliquer la libération de phosphore à partir des sédiments (Gachter et Muller 2003). Ce rapport molaire n'a pas été mesuré au lac Saint-Augustin. Plus de détails à propos de la libération du phosphore sont disponibles chez Kalff (2002) chapitre 17 et Prairies et coll. (2002)]. Il apparaît néanmoins que la couche profonde (6 m) était riche en phosphore. Jusqu'au 6 août, la stratification a empêché le transfert vers les couches d'eau de surface. Le 6 août, la pluie et la chute de température ont pu provoquer le mélange de la colonne d'eau. Les données de nitrite, qui constitue un traceur de mélange puisqu'il est très réactif (indicateur des conditions anoxiques récentes), supportent cette hypothèse. En effet, les valeurs de NO_2^- en surface, normalement sous le seuil de détection, ont augmenté le 6 août. Un autre indice de mélange est que la

concentration en O₂ dissous à 4,5 m et à 6 m ont été identique pour la première fois depuis le début juin avec une concentration <0,5 mg/L, alors que les semaines précédentes, la couche à 4,5 m oscillait entre ~2 mg/L et ~10 mg/L.

L'abondance de SRP pendant la période de floraison a pu procurer un autre avantage aux cyanobactéries. Johnston et Jacoby (2003) et Soranno (1997) ont observés que des « pulses » de phosphore (dans leur cas apportés par la pluie) avaient été suivis par une floraison de cyanobactéries. L'abondance de phosphore en surface leur permettrait un ravitaillement constant en cet élément généralement limitant et leur permettrait de le mettre en réserve pour des périodes de carence (Ishikawa et al. 2002). Ce pulse aurait donc permis d'assurer le maintien et la croissance de leur population. En plus, une carence en éléments nutritifs étant soupçonnée être un signal pour amorcer la descente des cyanobactéries vers les zones riches (Pearre 2003), l'abondance de phosphore n'aurait pas provoqué une diminution de leur flottaison. L'ajout de phosphore dans des incubateurs a déjà montré un effet positif sur la flottaison de colonies de cyanobactéries (Konopka 1989; Klemer 1991; Brookes et al. 1999). Cependant, d'autres, sans l'expliquer, considèrent l'abondance en phosphore inorganique dissous (PID) comme étant une conséquence et non une cause des floraisons (Varis 1993).

Si ce « pulse » de phosphore a été déterminant dans la floraison de cyanobactéries et qu'il origine du mélange de la couche d'eau profonde anoxique et riche en phosphore, il existe peut-être une stratégie de contrôle simplifiée de cette nuisance. En effet, comme le montre la Figure 1-13, c'est dans la couche profonde, soit celle située dans la cuvette de la station A, où règne l'anoxie pendant presque tout l'été et donc possiblement l'accumulation de phosphore. En concentrant un effort de traitement spécifique dans cette zone réduite plutôt que sur l'ensemble du lac (e.g. dragage, remplissage, aération, recouvrement des sédiments), les gains seront peut-être appréciables à moindres coûts.

Conclusion

Les conditions prévalant avant la floraison semblent répondre aux trois critères favorisant les floraisons de cyanobactéries. Celle de 2002 s'est développée au cours d'une période de

canicule caractérisée par des températures nettement au-dessus des normales de saison avec de faibles vents et une absence de précipitations. Ceci est concordant avec les observations de Collins (1995) qui a étudié, pendant 16 années consécutives, les conditions météorologiques prévalant lors de floraisons de cyanobactéries dans des lacs d'Angleterre. Il conclut qu'elles apparaissent lorsque la température et l'ensoleillement sont au-dessus de la moyenne, en combinaison avec des vents légers et de faibles précipitations. La floraison d'août 2002 est par contre en contradiction avec les conclusions de Harris et Piccinin (1980) qui indiquent qu'il faut 3 à 4 semaines de stratification avant d'obtenir un maximum de biomasse algale. Au lac Saint-Augustin, un réchauffement continu pendant 7 jours a été suffisant.

D'autres moments de canicule et de stratification se sont déroulés à l'été 2002 et 2003 sans que n'en résulte une floraison de cyanobactéries, soient début juillet 2002 et début août 2002, début août 2003 et mi-août 2003. Toutefois, aucune de ces périodes n'a été caractérisée par une régularité des conditions météorologiques sur plus d'une semaine comme ce fut le cas lors de la floraison du 14 août 2002. Aussi, en début d'été 2002, les cyanobactéries ne possédaient peut-être pas une population suffisamment importante pour causer une floraison. Par ailleurs, l'anoxie venait à peine de commencer, le potentiel redox n'a peut-être pas eu le temps diminuer à -200 mV et donc, le phosphore ne s'est peut-être pas libéré de sédiments et accumulé suffisamment dans la cuvette du lac pour permettre un « pulse » de phosphore en condition de mélange.

Absence de floraison à l'été 2003

À la différence des étés 2001 et 2002, aucune floraison de cyanobactéries n'a été observée à l'été 2003. Aucun comptage n'a été effectué à l'été 2003, mais une analyse préliminaire suggère que les dinoflagellés ont été le groupe dominant avec cf. *Peridioniopsis sp.*, qui par ailleurs a commencé à dominer le phytoplancton après la floraison à la fin du mois d'août 2002. L'été 2003 a été beaucoup plus humide avec des précipitations de 368 mm pour les mois de juillet à septembre, alors qu'elles n'étaient que de 183 mm pour la même période en 2002, c'est-à-dire deux fois moindre. Le vent était aussi plus présent en 2003 avec une

vitesse moyenne de 4,9 km/h (calculée aux heures) de juillet à octobre, alors que pour la même période en 2002, la moyenne était de 3,8 km/h. Les données des Hobos en 2003 montrent des périodes de mélange plus fréquentes qu'à l'été 2002. Les deux étés étaient donc très différents. Ce résultat est en accord avec les observations de Nakano et coll. (2001) qui ont observé les assemblages du phytoplancton pendant 2 années. Ils ont remarqué que l'année où les précipitations étaient sous la moyenne, les cyanobactéries ont dominé (*Anabaena*, *Microcystis*), alors que la deuxième année d'étude a été marquée par de fortes précipitations et une domination par les dinoflagellés (*Ceratium*). Varis (1988) a montré que les floraisons d'*Aphanizomenon* étaient sensibles aux conditions présentes au printemps, soit aux concentrations en phosphore et azote, mais que la réponse en terme de biomasse n'était perceptible qu'au mois d'août. Dans une autre étude portant sur un suivi d'un lac en Finlande pendant 15 ans, Varis (1993) a expliqué l'inhabituelle absence de floraisons d'*Aphanizomenon* au cours d'une année par un début d'été exceptionnellement froid. Une autre étude qui souligne l'importance des conditions météorologiques (Stauffer 1982) indique que les floraisons de cyanobactéries étaient toujours associées à des journées calmes et ensoleillées précédées par d'un passage d'un front froid (ce qui est cohérent avec la 2^e et la 3^e conditions de Reynolds et Walsby (1975)). Les données de comptage de la fin de l'été 2002 et l'étude préliminaire de l'été 2003 sont aussi en accord avec les observations de Reynolds (1984) qui montrent que les dinoflagellés dominent dans des lacs riches en éléments nutritifs (eutrophes) et lorsque la stabilité de la colonne d'eau est faible. Les conditions météorologiques ont donc pu jouer un rôle dans l'absence de floraisons de cyanobactéries en 2003.

L'influence de la pluie sur la population de cyanobactéries est d'ailleurs bien perceptible. En effet, les données de comptage indiquent deux chutes des concentrations en cellules de cyanobactéries observées le 16 et 21 août 2002 (Figure 2-2). Ces journées ont été marquées par des précipitations. Celles-ci ont donc pu entraîner les cellules situées en surface vers des couches d'eau plus profondes. Ceci est concordant avec le fait que la concentration cellulaire de cyanobactéries à 4,5 m a augmenté lors de ces deux journées.

Stratégies d'aménagement et prédictions

Les données recueillies au lac Saint-Augustin indiquent qu'une stratégie visant à déstratifier la colonne d'eau, à l'image de plusieurs autres lacs où cela a été accompli, pourrait être un moyen pour prévenir les floraisons de cyanobactéries. Il est important de noter toutefois que si c'est cette stratégie est valable pour le lac Saint-Augustin, ce ne sera pas nécessairement le cas pour d'autres lacs. Howard-Williams et Kelly (2003) montrent que les modèles prédictifs pour évaluer une stratégie de restauration dépendent fortement des conditions locales et que les modèles généraux devraient être employés avec précaution. Dans le même sens, de Hoyos et Comin (1999) expliquent que les moyennes générales masquent les variations à court terme qui sont pourtant cruciales dans la dynamique du phytoplancton. Ils prennent pour exemple le temps de renouvellement qui, malgré une moyenne annuelle élevée peut, pour une courte période de temps, être très rapide, affectant ainsi les processus se déroulant dans un lac.

L'idée de créer des modèles qui permettront de prédire l'impact d'une stratégie de restauration sur l'assemblage et la succession du phytoplancton (ex. les cyanobactéries seront-elles remplacées par les chlorophytes si tel paramètre est modifié ?) est basée sur la prémisse que l'écosystème lacustre est déterministe, prédictible. Certains auteurs (Scheffer 1991; Huisman et Weissing 1999 ; Huisman et Weissing 2001; Scheffer et al. 2003) soutiennent que la dynamique des interactions prédateurs-proies et la compétition interspécifique entre le phytoplancton dans un lac répond à des mécanismes chaotiques ou, autrement dit, imprédictibles. De faibles changements dans les conditions initiales provoqueraient une immense différence dans l'assemblage final. D'autres auteurs ont pour leur part suggéré que les écosystèmes lacustres connaissent des perturbations tellement importantes (e.g. mouvement de l'eau ou « pulse » d'éléments nutritifs) qu'elles pourraient supprimer cet éventuel comportement chaotique du système. Cependant, des simulations montrent que le chaos possède une bonne persistance et que des perturbations sévères se doivent d'être appliquées pour le supprimer et donc rendre le système prédictible (Roelke et al. 2003).

Cette idée que les environnements aquatiques soient chaotiques reçoit peu d'écho dans la littérature scientifique, les publications à ce sujet étant le fruit d'un même groupe de chercheurs. Il s'agit peut-être d'une avenue à explorer, mais jusqu'à maintenant, les exemples de lacs répondant de manière prévisible suite à un traitement abondant (Jeppesen et al. 2003). Reynolds, pour ne prendre que celui-ci, a expliqué à travers de nombreuses publications la succession du phytoplancton en relation avec différents facteurs biotiques et abiotiques. La présente étude est un autre exemple que les hypothèses prédictives de Reynolds et ces collaborateurs sont fondées.

Cette hypothèse du chaos souligne néanmoins un élément important : plus les systèmes sont complexes, plus il devient difficile de prédire leur comportement et leur réponse suite à un traitement. Dans le cas d'un lac, la complexité s'accroît avec l'eutrophisation. Dans ce contexte, il est important que les mesures de restauration et de contrôle soient prises sans délai. Dans le cas du lac Saint-Augustin, les mesures à prendre auraient sans doute été plus simples (et moins coûteuses) si elles avaient été appliquées il y a 20 ans, et les mesures qui pourraient être prises maintenant seront certainement plus garantes de succès que si elles sont appliquées dans plusieurs années.

Impacts du réchauffement climatique

Le réchauffement climatique (Petit et al. 1999) pourrait avoir une incidence sur les processus se déroulant dans les lacs (voir la revue par Schindler (1997) qui traite des impacts sur les aspects physiques, chimiques et biologiques des systèmes lotiques). Déjà, de grands phénomènes climatologiques tels que l'oscillation nord Atlantique (ONA) ont été reliés aux changements à long terme de la composition du phytoplancton (Weyhenmeyer et al. 1999). De manière plus ponctuelle, l'éruption du Mont Pinatubo en 1991 et le refroidissement climatique qui s'en est suivi a permis de mettre en évidence l'influence du climat sur les écosystèmes aquatiques (Stemberger et al. 1996). Les modèles climatiques prévoient une augmentation globale moyenne de 1 °C à 2,5 °C en 2050 (Allen et al. 2000) qui risque de modifier les conditions limnologiques et avoir un effet sur la succession du phytoplancton (Pierce 2004). Des floraisons d'espèces nuisibles du phytoplancton

pourraient devenir plus fréquentes. Ceci a été mis en évidence notamment par Peperzak (2003) qui montre qu'en 2100, sous l'influence d'un réchauffement global modélisé, le risque de floraisons nocives de dinoflagellés et de raphidophytes dans la mer du Nord augmentera. Pour les environnements lotiques, Weyhenmeyer (2001) a déjà observé que les hivers plus chauds des années 1990 en Suède ont provoqué soit une absence de couvert de glace, soit un dégel beaucoup plus tôt que les années précédentes pour un échantillon de trois lacs. Les cyanobactéries et les chlorophytes ont tiré particulièrement avantage de cette situation puisqu'elles sont apparues beaucoup plus tôt en saison (en mai) alors que la biomasse des autres groupes du phytoplancton (dinoflagellés, chrysophytes, cryptophytes) est demeurée inchangée.

Il est possible d'imaginer que le réchauffement des températures pourrait engendrer une stratification plus importante, c'est-à-dire que les différences de température entre les couches d'eau en surface et au fond seraient plus grandes et donc, la stratification serait plus durable et plus résistante au mélange par le vent. Tous les modèles arrivent d'ailleurs à la conclusion suivantes lorsqu'ils évaluent l'effet des changements climatiques sur les lacs (dans un scénario $2 \times \text{CO}_2$ réaliste pour le prochain siècle): une augmentation des températures en surface, une diminution des températures près du fond et un prolongement de la période de stratification (e.g. Hondzo et Stefan 1991; De Stasio et al. 1996; King et al. 1999; Blenckner et al. 2002). La stratification pourrait être d'autant plus importante que la relation reliant la densité et la température de l'eau est non linéaire, c'est-à-dire que la diminution de densité s'accélère avec une augmentation de la température.

Par ailleurs, des températures plus chaudes durant la nuit limiteraient le mélange convectif lié au refroidissement de l'eau en surface. De plus, un réchauffement des températures diminuerait ou annulerait la période de couvert de glace sur les lacs (Magnuson et al. 2000) ce qui permettrait à la stratification de s'installer plus rapidement. Ceci est d'ailleurs prévu par les modèles sous de nombreux scénarios de CO_2 (De Stasio et al. 1996). La stratification estivale d'un lac étant très sensible aux conditions du printemps (Ford et Stefan 1980), une exposition plus hâtive des lacs aux intempéries suite à la perte du couvert de glace pourrait avoir des conséquences sur la profondeur de la thermocline pour le reste

de l'été. À ce sujet, les lacs semblent réagir différemment selon leur superficie : les lacs supérieurs à 5 km² ont une thermocline qui s'établit plus profondément avec le réchauffement du climat, alors que la thermocline des lacs plus petits (< 5 km²) s'installe à une profondeur moins élevée (Ford et Stefan 1980; King et al. 1999). Cette plus grande stabilité de la colonne d'eau accentuerait les différences entre la surface et le fond, notamment les gradients de sels nutritifs et d'oxygène. La limitation du mélange permettrait à l'anoxie de se maintenir et en conséquence, permettrait la libération d'éléments tels que le phosphore et l'ammonium (NH₄⁺) (Blenckner et al. 2002) réputés être favorables aux cyanobactéries (Hyenstrand et al. 1998).

L'ensemble de ces conditions liées au réchauffement climatique (i.e. stratification plus importante, température de l'eau plus chaude, anoxie et libération subséquente de phosphore et d'ammonium) pourraient donc favoriser les cyanobactéries et mener à une augmentation de l'incidence de floraisons de cyanobactéries, comme l'anticipent plusieurs chercheurs (Weyhenmeyer 2001; Blenckner et al. 2002; Hunter 2003). Ceci risque d'être particulièrement vrai dans le cas des lacs eutrophes. D'abord parce qu'ils sont déjà prédisposés à subir des floraisons en raison de l'abondance d'éléments nutritifs (Pitois et al. 2001), ensuite parce que la profondeur de mélange est corrélée négativement à la turbidité d'un lac (lorsqu'il est <5 km²) (Fee et al. 1996; King et al. 1999), la turbidité élevée étant une caractéristique des lacs eutrophes (Mehner et Benndorf 1995). Mais l'eutrophisation pourrait elle-même s'accélérer puisque avec une augmentation des températures, il est anticipé que le ratio évapotranspiration/précipitation diminuera dans certaines régions (Hengeveld 1990), ce qui réduirait d'autant le temps de renouvellement hydraulique d'un lac. Dans le cas d'un lac ayant des sources d'éléments nutritifs ponctuelles, cela pourrait réduire l'effet de dilution et donc conduire à l'eutrophisation (Schindler 1997).

Un changement dans le régime des précipitations, moins fréquentes mais plus abondantes, pourrait par contre diminuer ou annuler la stratification et par conséquent réduire l'avantage compétitif des cyanobactéries. Cependant, De Stasio et coll. (1996) ont évalué dans leur modèle les paramètres météorologiques influençant le plus la stratification et ils ont conclu

que les précipitations et la nébulosité avait très peu d'influence, contrairement à la radiation solaire, la vitesse du vent et la température de l'air.

Un autre élément à mentionner est que la cause principale du réchauffement climatique est l'augmentation de la concentration en dioxyde de carbone (CO₂). Ce dernier pourrait favoriser directement les cyanobactéries lorsque qu'elles se retrouvent en surface lors des floraisons puisqu'il a été démontré que cet élément est actuellement limitant pour ces algues (Ibelings et Maberly 1998).

En résumé, les modèles et les observations actuelles laissent supposer que sous un réchauffement des températures, les floraisons de cyanobactéries devraient connaître une plus grande incidence à travers le monde, particulièrement dans les lacs eutrophes. Ceci est d'autant plus critique si ces floraisons sont toxiques. Les résultats présentés ici sont compatibles avec ces conclusions : le forçage météorologique affecte la dynamique limnologique à court terme qui, à son tour, influence fortement le développement des floraisons de cyanobactéries.

Conclusion générale

L'étude au cours des étés 2002 et 2003 au lac Saint-Augustin n'a pas permis de rejeter les hypothèses formulées. Les conditions météorologiques semblent affecter les paramètres bio-physico-chimiques en quelques jours. Les changements de la stabilité de la colonne suite aux forçages météorologiques apparaissent être le point de départ d'une série de changements limnologiques. La concentration en oxygène dissous, la transparence de l'eau, la distribution verticale du phytoplancton, la concentration en sels nutritifs et le pH sont tous des paramètres qui réagissent rapidement (24h à 48h) aux modifications du régime de mélange de la colonne d'eau. Les résultats indiquent que de fortes fluctuations sont générées en quelques jours seulement pour ces différents paramètres. La présence d'une seiche interne a été détectée et son influence sur les données recueillies a été mise en évidence, démontrant l'importance de ne pas négliger ce phénomène lors d'échantillonnage, même pour un petit lac. Ceci souligne encore une fois l'impact des conditions météorologiques sur la dynamique d'un lac, par exemple le vent dans le cas d'une seiche interne.

Les données ont aussi permis de constater qu'il existe une forte hétérogénéité spatiale au lac Saint-Augustin. Les paramètres étudiés ont montré de grandes différences selon que ceux-ci étaient mesurés à partir d'une station en aval ou en amont du vent dominant. L'origine de cette hétérogénéité semble provenir du phytoplancton qui, lorsqu'il s'accumule en aval du vent, modifie les conditions locales en raison de son activité photosynthétique (augmentation de la concentration en oxygène dissous et du pH, réduction de la turbidité, augmentation du phosphore total).

Durant le mois d'août 2002, en l'espace de quelques jours, le phytoplancton a été dominé par les cyanobactéries pour former une floraison. Cette domination est survenue en même temps qu'une période de stratification importante (grande différence de densité entre la surface et le fond) causée par l'arrivée d'une canicule augmentant les températures de l'air à plus de 10 °C au dessus de la normale. Cette période de stratification a par ailleurs été précédée d'une période de mélange vraisemblablement causée par de la pluie et des

températures froides. L'épisode de floraison a aussi été marqué par un cycle de vents faibles durant le jour et absents durant la nuit qui s'est poursuivi pendant 10 jours. La combinaison entre l'ensoleillement et les températures chaudes durant le jour (qui ont produit la stratification), et les vents faibles ou absents (qui ont limité le mélange), a permis de maintenir la stratification thermique du lac pendant près de 10 jours. Les conditions météorologiques, par leurs impacts rapides sur la structure thermique d'un lac, semblent donc jouer un rôle important dans l'apparition de floraisons de cyanobactéries. La chaîne d'événements qui a mené à la floraison du mois d'août est aussi en conformité avec les trois conditions formulées par Reynolds et Walsby en 1975. Le phosphore réactif soluble (SRP) pourrait aussi avoir joué un rôle majeur dans la floraison du mois d'août. En effet, la concentration à la surface, près du seuil de détection depuis le début de l'été, a soudainement augmenté en début août pour 12 jours avant de retourner aux valeurs initiales, en raison d'une courte période de mélange vraisemblablement causée par des précipitations et des températures froides de l'air.

Le rôle de la stratification a aussi été mis en évidence grâce aux données recueillies durant l'été 2003 qui n'a pas été marqué par une floraison de cyanobactéries. L'été 2003 a été caractérisé par des conditions météorologiques favorisant le mélange : des précipitations abondantes (368 mm en 2003 vs 183 mm en 2002) et des vents plus rapides en moyenne par rapport à 2002 (+1,1 km/h). Si la stratification est reconnue pour favoriser les cyanobactéries, le mélange est reconnu pour favoriser les dinoflagellés en conditions eutrophes. C'est en effet ce qui a été observé, alors que les dinoflagellés, particulièrement le genre cf. *Peridiniopsis*, semblent avoir dominé le phytoplancton pendant que les cyanobactéries demeuraient en faible concentration.

Cette étude montre donc qu'un lac réagit au forçage météorologique en quelques jours seulement et qu'il s'agit d'un système très dynamique. Elle permet de souligner l'importance de sélectionner un échantillonnage adapté à ce contexte. Les échantillonnages mensuels et bimensuels, traditionnellement utilisés dans le cadre de recherches ou de monitorages de lacs, ne semblent pas adéquats. L'arrivée de nouveaux instruments permettant l'enregistrement de données en continu devrait aider à palier cette lacune.

Cette étude suggère qu'avec le réchauffement des températures causé par l'accroissement des concentrations en gaz à effets de serre, le risque de formation de floraisons de cyanobactéries irait en augmentant. Tous les modèles arrivent à ces conclusions : les températures plus élevées diminueraient la période de couvert de glace, augmenteraient la température de l'eau en surface, la stratification s'établirait plus tôt en saison et elle serait plus importante durant l'été. Ces conditions seraient donc favorables aux cyanobactéries, plusieurs auteurs anticipant des floraisons plus fréquentes. Les lacs eutrophes étant déjà prédisposés aux floraisons de cyanobactéries, il importe donc de trouver des solutions à l'eutrophisation des lacs dès maintenant, d'autant plus que la restauration d'un lac peut nécessiter plusieurs années. En agissant de la sorte, les effets combinés de l'eutrophisation et du réchauffement climatique sur les floraisons de cyanobactéries seront atténués et les plans d'eau pourront conserver leur équilibre biologique, chimique et physique.

Références

- ALLEN, M. R., P. A. STOTT, J. F. B. MITCHELL, R. SCHNUR et T. L. DELWORTH. 2000. Quantifying the uncertainty in forecasts of anthropogenic climate change. *Nature* **407**: 617-620.
- ANTHONY, J. et J. DOWNING. 2003. Physical impacts of wind and boat traffic on Clear Lake, Iowa, USA. *Lake and Reservoir Management* **19**: 1-14.
- BAKER, P. D. 1999. Role of akinetes in the development of cyanobacterial populations in the lower Murray River, Australia. *Marine and Freshwater Research* **50**: 265-279.
- BAKER, P. D. et D. BELLIFEMINE. 2000. Environmental influences on akinete germination of *Anabaena circinalis* and implications for management of cyanobacterial blooms. *Hydrobiologia* **427**: 65-73.
- BARICA, J. 1978. Collapses of Aphanizomenon flos-aquae Blooms Resulting in Massive Fish Kills in Eutrophic Lakes: Effect of Weather. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* **20**: 208-213.
- BARTRAM, J., W. CARMICHAEL, I. CHORUS, G. JONES et O. M. SKULBERG. 1999. Introduction, p. 1-14. *In* I. Chorus et J. Bartram [eds.], *Toxic Cyanobacteria in Water: a Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. E & FN Spon.
- BLENCKNER, T., A. OMSTEDT et M. RUMMUKAINEN. 2002. A Swedish case study of contemporary and possible future consequences of climate change on lake function. *Aquatic Sciences* **64**: 171-184.
- BLOMQVIST, P., A. PETTERSSON et P. HYENSTRAND. 1994. Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Archiv für Hydrobiologie* **132**: 141-164.
- BORMANS, M., H. MAIER, M. BURCH et P. BAKER. 1997. Temperature stratification in the lower River Murray, Australia: Implication for cyanobacterial bloom development. *Marine and Freshwater Research* **48**: 647-654.
- BORMANS, M., B. S. SHERMAN et I. T. WEBSTER. 1999. Is buoyancy regulation in cyanobacteria an adaptation to exploit separation of light and nutrients? *Marine and Freshwater Research* **50**: 897-906.
- BOURRELLY, P. 1966-1970. *Les Algues d'Eau Douce, Initiation à la Systématique: Tome I, II et III*. N. Boubée et Cie. 1461 pp.
- BOUVY, M., R. MOLICA, S. DE OLIVEIRA, M. MARINHO et B. BEKER. 1999. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology* **20**: 285-297.
- BOWLING, L. C. et P. D. BAKER. 1996. Major cyanobacterial bloom in the Barwon-Darling River, Australia, in 1991, and underlying limnological conditions. *Marine and Freshwater Research* **47**: 643-657.

- BROOKES, J. D. et G. G. GANF. 2001. Variations in the buoyancy response of *Microcystis aeruginosa* to nitrogen, phosphorus and light. *Journal of Plankton Research* **23**: 1399-1411.
- BROOKES, J. D., G. G. GANF, D. GREEN et J. WHITTINGTON. 1999. The influence of light and nutrients on buoyancy, filament aggregation and flotation of *Anabaena circinalis*. *Journal of Plankton Research* **21**: 327-341.
- CANTER-LUND, H. et J. W. G. LUND. 1995. *Freshwater Algae - Their Microscopic World Explored* Biopress limited. 360 pp.
- CARLSON, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* **22**: 361-368.
- CARMICHAEL, W. W. 1994. The toxins of cyanobacteria. *Scientific American* **270**: 78-86.
- CHEN, Y., B. QIN, K. TEUBNER et M. DOKULIL. 2003. Long-term dynamics of phytoplankton assemblages: *Microcystis*-domination in Lake Taihu, a large shallow lake in China. *Journal of Plankton Research* **25**: 445 - 453.
- CHORUS, I. et J. BARTRAM. 1999. *Toxic Cyanobacteria in Water: a Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management* E & FN Spon. 416 pp.
- COLLINS, M. D. 1995. Is weather the single most important factor controlling the development of blue-green algal scum? *Weather* **50**: 188-193.
- COTTINGHAM, K. L., J. A. RUSAK et P. R. LEAVITT. 2000. Increased ecosystem variability and reduced predictability following fertilisation: Evidence from palaeolimnology. *Ecology Letters* **3**: 340-348.
- DE HOYOS, C. et F. A. COMIN. 1999. The importance of inter-annual variability for management. *Hydrobiologia* **395/396**: 281-291.
- DE STASIO, B. T., JR., D. K. HILL, J. M. KLEINHANS, N. P. NIBBELINK et J. J. MAGNUSON. 1996. Potential effects of global climate change on small north-temperate lakes: Physics, fish, and plankton. *Limnology and Oceanography* **41**: 1136-1149.
- DIEHL, S. 2002. Phytoplankton, light, and nutrients in a gradient of mixing depths: Theory. *Ecology* **83**: 386-398.
- DIEHL, S., S. BERGER, R. PTACNIK et A. WILD. 2002. Phytoplankton, light, and nutrients in a gradient of mixing depths: Field experiments. *Ecology* **83**: 399-411.
- DOKULIL, M. T. et K. TEUBNER. 2000. Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia* **438**: 1-12.
- DOWNING, J. A., S. B. WATSON et E. MCCAULEY. 2001. Predicting cyanobacteria dominance in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**: 1905-1908.
- DUY, T. N., P. K. LAM, G. R. SHAW et D. W. CONNELL. 2000. Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* **163**: 113-185.

- EVANS, R. D. 1994. Empirical evidence of the importance of sediment resuspension in lakes. *Hydrobiologia* **284**: 5-12.
- FEE, E. J., R. E. HECKY, S. E. M. KASIAN et D. R. CRUIKSHANK. 1996. Effects of lake size, water clarity, and climatic variability on mixing depths in Canadian Shield lakes. *Limnology and Oceanography* **41**: 912-920.
- FOGG, G. E. et A. E. WALSBY. 1971. Buoyancy regulation and the growth of planktonic blue-green algae. *Mitteilungen. Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* **19**: 182-188.
- FORD, D. E. et H. STEFAN. 1980. Stratification variability in three morphometrically different lakes under identical meteorological forcing. *Water Resources Bulletin* **16**: 243-247.
- FRENETTE, J. et W. VINCENT. 2003. Bio-optical variability in the littoral zone: Local heterogeneity and implications for water quality monitoring, p. 41 - 59. *In* M. Kumagai et W. F. Vincent [eds.], *Freshwater Management: Global versus Local Perspectives*. Springer-Verlag.
- FRENETTE, J. J., W. F. VINCENT, L. LEGENDRE et T. NAGATA. 1996a. Size-dependent changes in phytoplankton C and N uptake in the dynamic mixed layer of Lake Biwa. *Freshwater Biology* **36**: 221-236.
- . 1996b. Size-dependent phytoplankton responses to atmospheric forcing in Lake Biwa. *Journal of Plankton Research* **18**: 371-391.
- GACHTER, R. et B. MULLER. 2003. Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface. *Limnology and Oceanography* **48**: 929 - 933.
- GAINES, S. D. et M. W. DENNY. 1993. The largest, smallest, highest, lowest, longest, and shortest: Extremes in ecology. *Ecology* **74**: 1677-1692.
- GARCIA-GONZALEZ, M., M. N. SIVAK, M. G. GUERRERO, J. PREISS et C. LARA. 1992. Depression of carbon flow to the glycogen pool induced by nitrogen assimilation in intact cells of *Anacystis nidulans*. *Physiologia Plantarum* **86**: 360-364.
- GLEICK, P. H. 2000. *The World's Water 2000-2001*, p. 315.
- GLOOR, M., A. WUEEST et M. MUENNICH. 1994. Benthic boundary mixing and resuspension induced by internal seiches. *Hydrobiologia* **284**: 59-68.
- GROSSMAN, A. R., D. BHAYA, K. E. APT et D. M. KEHOE. 1995. Light-harvesting complexes in oxygenic photosynthesis: Diversity, control, and evolution. *Annual Review of Genetics* **29**: 231-288.
- HAFFNER, G. D., G. P. HARRIS et M. K. JARAI. 1980. Physical variability and phytoplankton communities. 3. Vertical structure in phytoplankton populations. *Archiv für Hydrobiologie* **89**: 363-381.
- HAIDER, S., V. NAITANI, P. N. VISWANATHAN et P. KAKKAR. 2003. Cyanobacterial toxins: a growing environmental concern. *Chemosphere* **52**: 1-21.

- HANEY, J. F. 1987. Field studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **21**: 467-475.
- HARRIS, G. P. 1980. Temporal and spatial scales in phytoplankton ecology. Mechanisms, methods, models, and management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**: 877-900.
- . 1987. Time series analysis of water quality data from Lake Ontario Canada USA: implications for the measurement of water quality in large and small lakes. *Freshwater Biology* **18**: 389-404.
- HARRIS, G. P., G. D. HAFFNER et B. B. PICCININ. 1980a. Physical variability and phytoplankton communities. 2. Primary productivity by phytoplankton in a physically variable environment. *Archiv für Hydrobiologie* **88**: 393-425.
- HARRIS, G. P. et B. B. PICCININ. 1980. Physical variability and phytoplankton communities. 4 Temporal changes in the phytoplankton community of a physically variable lake. *Archiv für Hydrobiologie* **89**: 447-473.
- HARRIS, G. P., B. B. PICCININ, G. D. HAFFNER, W. SNODGRASS et J. POLAK. 1980b. Physical variability and phytoplankton communities: 1. The descriptive limnology of Hamilton Harbour. *Archiv für Hydrobiologie* **88**: 303-327.
- HARRIS, G. P., B. B. PICCININ et J. VAN RYN. 1983. Physical variability and phytoplankton communities: 5. Cell size, niche diversification and the role of competition. *Archiv für Hydrobiologie* **98**: 215-239.
- HARRIS, G. P. et A. M. TRIMBEE. 1986. Phytoplankton population dynamics of a small reservoir: Physical/biological coupling and the time scales of community change. *Journal of Plankton Research* **8**: 1011-1025.
- HASLE, G. R. 1978. The inverted-microscope method, p. 88-96. *In* A. Sournia [ed.], *Phytoplankton Manual*. Monographs on oceanographic methodology. Unesco.
- HAVENS, K. E. 1994. Relationships of annual chlorophyll a means, maxima, and algal bloom frequencies in a shallow eutrophic lake (Lake Okeechobee, Florida, USA). *Lake and Reservoir Management* **10**: 133-138.
- HEAD, R. M., R. I. JONES et A. E. BAILEY-WATTS. 1999. Vertical movements by planktonic cyanobacteria and the translocation of phosphorus: implications for lake restoration. *Aquatic Conservation. Marine and Freshwater Ecosystems* **9**: 111-120.
- HÉBERT, S. et S. LÉGARÉ. 2000. Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau, p. 24 p. et 23 annexes. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement.
- HENGEVELD, H. G. 1990. Global climate change: Implications for air temperature and water supply in Canada. *Transactions of the American Fisheries Society* **119**: 176-182.
- HONDZO, M. et H. G. STEFAN. 1991. Three case studies of lake temperature and stratification response to warmer climate. *Water Resources Research* **27**: 1837-1846.

- HORN, H. 1984. The effects of sampling intervals on phytoplankton growth and loss values derived from seasonal phytoplankton biomass variations in an artificial lake. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* **69**: 111-119.
- HORNE, A. J. et C. R. GOLDMAN. 1994. *Limnology*, 2nd edition. McGraw-Hill. 576 pp.
- HOWARD-WILLIAMS, C. et D. KELLY. 2003. Local perspectives in lake restoration and rehabilitation, p. 153 -175. *In* M. Kumagai et W. F. Vincent [eds.], *Freshwater Management - Global versus Local Perspectives*. Springer-Verlag.
- HUISMAN, J., M. ARRAYAS, U. EBERT et B. SOMMEIJER. 2002. How do sinking phytoplankton species manage to persist? *American Naturalist* **159**: 245-254.
- HUISMAN, J. et F. J. WEISSING. 1994. Light-limited growth and competition for light in well-mixed aquatic environments: An elementary model. *Ecology* **75**: 507-520.
- . 1995. Competition for nutrients and light in a mixed water column: A theoretical analysis. *American Naturalist* **146**: 536-564.
- . 1999. Biodiversity of plankton by species oscillations and chaos. *Nature* **402**: 407-410.
- . 2001. Fundamental unpredictability in multispecies competition. *American Naturalist* **157**: 488-494.
- HUNTER, P. R. 2003. Climate change and waterborne and vector-borne disease. *Journal of Applied Microbiology* **94**: 37S-46S.
- HUTCHINSON, G. E. 1957. *A treatise on limnology - Volume 1: Geography, Physics and Chemistry* John Wiley & Sons Inc. 1015 pp.
- HYENSTRAND, P., P. BLOMQUIST et A. PETTERSSON. 1998. Factors determining cyanobacterial success in aquatic systems - a literature review. *Archiv für Hydrobiologie, Ergebnisse der Limnologie* **51**: 41-62.
- IBELINGS, B. W. et S. C. MABERLY. 1998. Photoinhibition and the availability of inorganic carbon restrict photosynthesis by surface blooms of cyanobacteria. *Limnology and Oceanography* **43**: 408-419.
- IMBERGER, J. et J. C. PATTERSON. 1990. Physical Limnology, p. 303-475. *In* T. Wu [ed.], *Advances in applied mechanics*. Academic Press.
- INSTITUTE, W. R. 2000. *World Resources 2000-2001 - People and Ecosystems: The Fraying Web of Life*, Elsevier Science Ltd. 239 pp.
- ISHIKAWA, K., M. KUMAGAI, W. F. VINCENT, S. TSUJIMURA et H. NAKAHARA. 2002. Transport and accumulation of bloom-forming cyanobacteria in a large, mid-latitude lake: The gyre-*Microcystis* hypothesis. *Limnology* **3**: 87-96.
- JACOBY, J. M., D. C. COLLIER, E. B. WELCH, F. J. HARDY et M. CRAYTON. 2000. Environmental factors associated with a toxic bloom of *Microcystis aeruginosa*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **57**: 231-240.
- JEFFREY, S. W. et N. A. WELSCHMEYER. 1997. Spectrophotometric and fluorometric equations in common use in oceanography, p. 597-615. *In* S. W. Jeffrey, R. F. C.

- Mantoura et S. W. Wright [eds.], *Phytoplankton Pigments in Oceanography: Guidelines to Modern Methods*. UNESCO Publishing.
- JEPPESEN, E., M. SONDERGAARD, J. JENSEN et T. LAURIDSEN. 2003. Restoration of eutrophic lakes: A global perspective. *Freshwater Management*: 135-151.
- JOHNSTON, B. et J. JACOBY. 2003. Cyanobacterial toxicity and migration in a mesotrophic lake in western Washington, USA. *Hydrobiologia* **495**: 79-91.
- KALFF, J. 2002. *Limnology*. Prentice-Hall. 592 pp.
- KIEFER, D. A., W. S. CHAMBERLIN et C. R. BOOTH. 1989. Natural fluorescence of chlorophyll a: Relationship to photosynthesis and chlorophyll concentration in the western South Pacific gyre. *Limnology and Oceanography* **34**: 868-881.
- KING, J. R., B. J. SHUTER et A. P. ZIMMERMAN. 1999. Signals of climate trends and extreme events in the thermal stratification pattern of multibasin Lake Opeongo, Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **56**: 847-852.
- KLEMER, A. R. 1991. Effects of nutritional status on cyanobacterial buoyancy, blooms, and dominance, with special reference to inorganic carbon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **69**: 1133-1138.
- KOEHLER, J. 1992. Influence of turbulent mixing on growth and primary production of *Microcystis aeruginosa* in the hypertrophic Bautzen Reservoir. *Archiv für Hydrobiologie* **123**: 413-429.
- KONOPKA, A. 1989. Metalimnetic cyanobacteria in hard-water lakes: Buoyancy regulation and physiological state. *Limnology and Oceanography* **34**: 1174-1184.
- KONOPKA, A., T. D. BROCK et A. E. WALSBY. 1978. Buoyancy regulation by planktonic blue-green algae in lake Mendota, Wisconsin. *Archiv für Hydrobiologie* **83**: 524-537.
- KOTAK, B. G., R. W. ZURAWELL, E. E. PREPAS et C. F. B. HOLMES. 1996. *Microcystin*-LR concentration in aquatic food web compartments from lakes of varying trophic status. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**: 1974-1985.
- KROMKAMP, J. 1987. Formation and functional significance of storage products in cyanobacteria. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **21**: 457-465.
- KUMAGAI, M., K. ISHIKAWA et J. CHUNMENG. 2002. Dynamics and biogeochemical significance of the physical environment in Lake Biwa. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* **7**: 345-348.
- KUMAGAI, M. et autres 2000. Effect of cyanobacterial blooms on thermal stratification. *Limnology* **1**: 191-195.
- KUMAGAI, M. et W. F. VINCENT. 2003. *Freshwater Management - global versus local perspectives* Springer-Verlag. 233 pp.
- KUNZ, T. et S. DIEHL. 2003. Phytoplankton, light and nutrients along a gradient of mixing depth: a field test of producer-resource theory. *Freshwater Biology* **48**: 1050-1063.

- LAMPERT, W. 1987. Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **21**: 483-490.
- LATHROP, R. C. 1988. Evaluation of whole-lake nitrogen fertilization for controlling blue-green algal blooms in a hypereutrophic lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **45**: 2061-2075.
- LAURION, I., W. VINCENT et D. R. S. LEAN. 1997. Underwater ultraviolet radiation: Development of spectral models for northern high latitude lakes. *Photochemistry and Photobiology* **65**: 107-114.
- LÉGARÉ, S. 1998. Dynamique de l'oxygène en lac et en rivière dans le bassin versant de la rivière Saint-Charles, p. 146, Mémoire de maîtrise. Département de biologie. Université Laval.
- LEGENDRE, P. et L. LEGENDRE. 1998. Numerical ecology, 2nd english edition. Elsevier. 853 pp.
- LEWIS, W. M. J. 1986. Phytoplankton succession in lake Valencia, Venezuela. *Hydrobiologia* **138**: 189-203.
- LINDENSCHMIDT, K. E. et I. CHORUS. 1997. The effect of aeration on stratification and phytoplankton populations in Lake Tegel, Berlin. *Archiv für Hydrobiologie* **139**: 317-346.
- LUKAC, M. et R. AEGERTER. 1993. Influence of trace metals on growth and toxin production of *Microcystis aeruginosa*. *Toxicon* **31**: 293-305.
- MABERLY, S. C. 1996. Diel, episodic and seasonal changes in pH and concentrations of inorganic carbon in a productive lake. *Freshwater Biology* **35**: 579-598.
- MAGNUSON, J. J. et autres 2000. Historical trends in lake and river ice cover in the Northern Hemisphere. *Science (Washington)* **289**: 1743-1746.
- MARGALEF, R. 1978. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica Acta* **1**: 493-509.
- MEHNER, T. et J. BENNDORF. 1995. Eutrophication - a Summary of Observed Effects and Possible Solutions. *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua* **44**: 35-44.
- MITROVIC, S. M., L. C. BOWLING et R. T. BUCKNEY. 2001. Vertical disentrainment of *Anabaena circinalis* in the turbid, freshwater Darling River, Australia: quantifying potential benefits from buoyancy. *Journal of Plankton Research* **23**: 47-55.
- MOSS, B., J. MADGWICK et G. PHILLIPS. 1996. A Guide to the Restoration of Nutrient-enriched Shallow Lakes Broads Authority and Environment Agency. 180 pp.
- NAKANO, S. et autres 2001. Cyanobacterial blooms in a shallow lake: A large-scale enclosure assay to test the importance of diurnal stratification. *Archiv für Hydrobiologie* **150**: 491-509.

- NAUMANN, E. 1919. Nagra synpunkter angående limnoplanktons ekologi med sarskild hansyn till fytoplankton. Svensk Botanisk Tidskrift (English transl. by the Freshwater Biological association, no.49) **13**: 129-163.
- NICHOLLS, K. H. 1995. Chrysophyte blooms in the plankton and neuston of marine and freshwater systems, p. 181-213. *In* C. D. Sandgren, J. P. Smol et J. Kristiansen [eds.], Chrysophyte Algae: Ecology, Phylogeny and Development. Cambridge University Press.
- NUSCH, E. A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. Archiv für Hydrobiologie, Ergebnisse der Limnologie **14**: 14-36.
- OLIVER, R. L. 1994. Floating and sinking in gas-vacuolate cyanobacteria. Journal of Phycology **30**: 161-173.
- OLIVER, R. L. et G. G. GANF. 2000. Freshwater blooms, p. 149-194. *In* B. A. Whitton et M. Potts [eds.], The Ecology of Cyanobacteria - Their Diversity in Time and Space. Kluwer Academic Publishers.
- OLIVER, R. L. et A. E. WALSBY. 1984. Direct evidence for the role of light-mediated gas vesicle collapse in the buoyancy regulation of *Anabaena flos-aquae* (Cyanobacteria). Limnology and Oceanography **29**: 879-886.
- OLSEN, N. R. B., R. D. HEDGER et D. G. GEORGE. 2000. 3D numerical modeling of *Microcystis* distribution in a water reservoir. Journal of Environmental Engineering-Asce **126**: 949-953.
- OMS. 2003. Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1, Coastal and Freshwaters. Organisation Mondiale de la Santé.
- OSGOOD, R. A. 1988. A hypothesis on the role of *Aphanizomenon* in translocating phosphorus. Hydrobiologia **169**: 69-76.
- OSTROVSKY, I. et autres 1997. Spatial distributions of biogeochemical parameters in surface sediments. Water, Air & Soil Pollution **99**: 1-4.
- PAERL, H. W. 1988. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. Limnology and Oceanography **33**: 823-847.
- PAERL, H. W., R. S. FULTON, P. H. MOISANDER et J. DYBLE. 2001. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. The ScientificWorld Journal **1**: 76-113.
- PAERL, H. W. et J. F. USTACH. 1982. Blue-green algal scums: An explanation for their occurrence during freshwater blooms. Limnology and Oceanography **27**: 212-217.
- PEARRE, S. 2003. Eat and run? The hunger/satiation hypothesis in vertical migration: history, evidence and consequences. Biological Reviews **78**: 1-79.
- PEPERZAK, L. 2003. Climate change and harmful algal blooms in the North Sea. Acta Oecologica **24**: S139 - S144.
- PETIT, J. R. et autres 1999. Climate and atmospheric history of the past 420,000 years from the Vostok ice core, Antarctica. Nature **399**: 429-436.

- PETTERSSON, K., E. HERLITZ et V. ISTVANOVICS. 1993. The role of *Gloetrichia echinulata* in the transfer of phosphorus from sediments to water in Lake Erken. *Hydrobiologia* **253**: 123-129.
- PIENITZ, R. et W. F. VINCENT. 2003. Generic approaches towards water quality monitoring based on paleolimnology, p. 61 - 82. *In* M. Kumagai et W. F. Vincent [eds.], *Freshwater Management: Global Versus Local Perspectives*. Springer-Verlag.
- PIERCE, D. 2004. Future changes in biological activity in the North Pacific due to anthropogenic forcing of the physical environment. *Climatic Change* **62**: 389 - 418.
- PIERSON, D. C. et G. A. WEYHENMEYER. 1994. High resolution measurements of sediment resuspension above an accumulation bottom in a stratified lake. *Hydrobiologia* **284**: 43-57.
- PITOIS, S., M. JACKSON et B. WOOD. 2001. Sources of the eutrophication problems associated with toxic algae: An overview. *Journal of Environmental Health* **64**: 25-32.
- PITOIS, S., M. H. JACKSON et B. J. B. WOOD. 2000. Problems associated with the presence of cyanobacteria in recreational and drinking waters. *International Journal of Environmental Health Research* **10**: 203-218.
- POURIA, S. et autres 1998. Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. *Lancet* **352**: 21-26.
- PRAIRIE, Y. T., C. DE MONTIGNY et P. A. DEL GIORGIO. 2002. Anaerobic phosphorus release from sediments: a paradigm revisited. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* **27**: 4013-4020.
- PRETTY, J., C. MASON, D. NEDWELL, R. HINE, S. LEAF et R. DILS. 2003. Environmental costs of freshwater eutrophication in England and Wales. *Environmental Science & Technology* **37**: 201-208.
- REYNOLDS, C. S. 1971. The ecology of the planktonic bluegreen algae in the North Shropshire Meres, England. *Field Stud* **3**: 409-432.
- . 1980. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. *Holarctic Ecol.* **3**: 141-159.
- . 1984. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton* Cambridge University Press. 384 pp.
- . 1987. Cyanobacterial water-blooms. *Advances in Botanical Research* **13**: 68-143.
- . 1992. Dynamics, selection and composition of phytoplankton in relation to vertical structure in lakes. *Archiv für Hydrobiologie, Ergebnisse der Limnologie* **35**: 13-31.
- . 1993. Scales of Disturbance and Their Role in Plankton Ecology. *Hydrobiologia* **249**: 157-171.
- . 1994. The long, the short and the stalled: On the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers. *Hydrobiologia* **289**: 9-21.

- REYNOLDS, C. S., R. L. OLIVER et A. E. WALSBY. 1987. Cyanobacterial dominance: The role of buoyancy regulation in dynamic lake environments. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **21**: 379-390.
- REYNOLDS, C. S. et A. E. WALSBY. 1975. Water-blooms. *Biological Review* **50**: 437-481.
- RICHARDSON, K., J. BEARDALL et J. A. RAVEN. 1983. Adaptation of unicellular algae to irradiance: An analysis of strategies. *New Phytologist* **93**: 157-191.
- RICHERSON, P. J. et H. J. CARNEY. 1988. Patterns of temporal variation in Lake Titicaca, a high altitude tropical lake. 2. Succession rate and diversity of the phytoplankton. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* **23**: 734-738.
- ROBARTS, R. D., M. J. WAISER, O. HADAS, T. ZOHARY et S. MACINTYRE. 1998. Relaxation of phosphorus limitation due to typhoon-induced mixing in two morphologically distinct basins of Lake Biwa, Japan. *Limnology and Oceanography* **43**: 1023-1036.
- ROBARTS, R. D. et T. ZOHARY. 1987. Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **21**: 391-399.
- ROBERGE, K. 2003. Paléolimnologie du lac Saint-Augustin. Reconstitution de l'histoire trophique par l'étude des diatomées fossiles, des pigments d'algues et de la géochimie des sédiments., p. 92, Département de Géographie. Université Laval.
- ROBERGE, K., R. PIENITZ et S. ARSENAULT. 2002. Eutrophisation rapide du lac Saint-Augustin, Québec: étude paléolimnologique pour une reconstitution de la qualité de l'eau. *Le Naturaliste canadien* **126**: 68-82.
- ROELKE, D., S. AUGUSTINE et Y. BUYUKATES. 2003. Fundamental predictability in multispecies competition: The influence of large disturbance. *American Naturalist* **162**: 615-623.
- SANCHIS, D. et autres 2002. Spatial and temporal heterogeneity in succession of cyanobacterial blooms in a Spanish reservoir. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* **38**: 173-183.
- SARTORY, D. P. et J. U. GROBBELAAR. 1984. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia* **114**: 177-187.
- SCHEFFER, M. 1991. Should we expect strange attractors behind plankton dynamics - and if so, should we bother? *Journal of Plankton Research* **13**: 1291-1305.
- SCHEFFER, M., S. RINALDI, A. GRAGNANI, L. R. MUR et E. H. VAN NES. 1997. On the dominance of filamentous Cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology* **78**: 272-282.
- SCHEFFER, M., S. RINALDI, J. HUISMAN et F. J. WEISSING. 2003. Why plankton communities have no equilibrium: solutions to the paradox. *Hydrobiologia* **491**: 9-18.
- SCHINDLER, D. W. 1997. Widespread effects of climatic warming on freshwater ecosystems in North America. *Hydrological Processes* **11**: 1043-1067.

- SCHINDLER, D. W. et autres 1973. Eutrophication of lake 227 by addition of phosphate and nitrate: the second, third, and fourth years of enrichment, 1970, 1971, and 1972. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **30**: 1415-1440.
- SCHOPF, J. W. 1992. Microfossils of the early Archean apex chert: New evidence of the antiquity of life. *Science (Washington)* **260**: 640-646.
- SEPHTON, D. H. et G. P. HARRIS. 1984. Physical variability and phytoplankton communities: 6. Day to day changes in primary productivity and species abundance. *Archiv für Hydrobiologie* **102**: 155-175.
- SHAPIRO, J. 1973. Blue-green algae: why they become dominant. *Science* **179**: 382-384.
- . 1997. The role of carbon dioxide in the initiation and maintenance of blue-green dominance in lakes. *Freshwater Biology* **37**: 307-323.
- SKULBERG, O. M., G. A. CODD et W. W. CARMICHAEL. 1984. Toxic blue-green algal blooms in Europe: A growing problem. *Ambio* **13**: 244-247.
- SMITH, V. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems - A global problem. *Environmental Science and Pollution Research* **10**: 126-139.
- SMITH, V. H. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science (Washington)* **221**: 669-671.
- SOMMER, U. 1991. Phytoplankton: directional succession and forced cycles, p. 132-146. *In* H. Remmert [ed.], *The mosaic-cycle theory of ecosystems*. Ecological Studies. Springer-Verlag.
- SORANNO, P. A. 1997. Factors affecting the timing of surface scums and epilimnetic blooms of blue-green algae in a eutrophic lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **54**: 1965-1975.
- SPIGEL, R. H. et J. IMBERGER. 1987. Mixing processes relevant to phytoplankton dynamics in lakes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **21**: 361-377.
- STAUFFER, R. E. 1982. Wind stress effects on chlorophyll distribution in stratified eutrophic lakes. *Limnology and Oceanography* **27**: 66-74.
- STEMBERGER, R. S., A. T. HERLIHY, D. L. KUGLER et S. G. PAULSEN. 1996. Climatic forcing on zooplankton richness in lakes of the northeastern United States. *Limnology and Oceanography* **41**: 1093-1101.
- TALLING, J. F. 1971. The underwater light climate as a controlling factor in the production ecology of freshwater phytoplankton. *Mitteilung Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* **19**: 214-243.
- . 1976. The depletion of carbon dioxide from lake water by phytoplankton. *Journal of Ecology* **64**: 79-121.
- TANG, E. P. Y., R. TREMBLAY et W. F. VINCENT. 1997. Cyanobacterial dominance of polar freshwater ecosystems: Are high-latitude mat-formers adapted to low temperature? *Journal of Phycology* **33**: 171-181.

- THOMPSON, P., A. WAITE et K. MCMAHON. 2003. Dynamics of a cyanobacterial bloom in a hypereutrophic, stratified weir pool. *Marine and Freshwater Research* **54**: 27 - 37.
- THRONDSSEN, J. 1978. Preservation and storage, p. 69-74. *In* A. Sournia [ed.], *Phytoplankton Manual*. Monographs on oceanographic methodology. Unesco.
- TRIMBEE, A. M. et G. P. HARRIS. 1983. Use of time-series analysis to demonstrate advection rates of different variables in a small lake. *Journal of Plankton Research* **5**: 819-834.
- . 1984a. Phytoplankton population dynamics of a small reservoir: Effect of intermittent mixing on phytoplankton succession and the growth of blue-green algae. *Journal of Plankton Research* **6**: 699-713.
- . 1984b. Phytoplankton population dynamics of a small reservoir: Use of sedimentation traps to quantify the loss of diatoms and recruitment of summer bloom-forming blue-green algae. *Journal of Plankton Research* **6**: 897-918.
- TRIMBEE, A. M. et E. E. PREPAS. 1988. The effect of oxygen depletion on the timing and magnitude of blue-green algal blooms. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* **23**: 220-226.
- TSUJI, T. et T. YANAGITA. 1981. Improved fluorescent microscopy for measuring the standing stock of phytoplankton including fragile components. *Marine Biology* **64**: 207-211.
- TSUJIMURA, S. et T. OKUBO. 2003. Development of *Anabaena* blooms in a small reservoir with dense sediment akinete population, with special reference to temperature and irradiance. *Journal of Plankton Research* **25**: 1059-1067.
- UENO, Y. et autres 1996. Detection of microcystins, a blue-green algal hepatotoxin, in drinking water sampled in Haimen and Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China, by highly sensitive immunoassay. *Carcinogenesis* **17**: 1317-1321.
- UTERMÖHL, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. *Mitteilungen. Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* **9**: 1-38.
- VALLENTYNE, J. R. 1974. *The Algal Bowl Lakes and Man: Miscellaneous Special Publication 22* Dept. of the Environment, Fisheries and Marine Services. 185 pp.
- VARIS, O. 1988. Temporal sensitivity of *Aphanizomenon flos-aquae* dominance - a whole-lake simulation study with input perturbations. *Ecological Modelling* **43**: 137-153.
- . 1993. Cyanobacteria dynamics in a restored Finnish lake: A long term simulation study. *Hydrobiologia* **268**: 129-145.
- VENRICK, E. L. 1978. How many cells to count?, p. 167-180. *In* A. Sournia [ed.], *Phytoplankton Manual*. Monographs on oceanographic methodology. Unesco.
- VINCENT, W. F. 1989. Cyanobacterial growth and dominance in two eutrophic lakes: Review and synthesis. *Archiv für Hydrobiologie, Ergebnisse der Limnologie* **32**: 239-254.

- VISSER, P. M., B. W. IBELINGS, B. D. VEER, J. KOEDOOD et L. R. MUR. 1996. Artificial mixing prevents nuisance blooms of the cyanobacterium *Microcystis* in Lake Nieuwe Meer, the Netherlands. *Freshwater Biology* **36**: 435-450.
- WALKER, W. W. 1985. Statistical bases for mean chlorophyll *a* criteria, p. 57-62, *Lake and Reservoir Management: Practical Applications. Proceedings of the Fourth Annual Conference and International Symposium. October 16-19, 1984. North American Lake Management Society.*
- WALSBY, A. E. et M. J. BOOKER. 1980. Changes in buoyancy of a planktonic blue-green alga in response to light intensity. *British Phycology Journal* **15**: 311-319.
- WATSON, S. B., E. MCCAULEY et J. A. DOWNING. 1997. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. *Limnology and Oceanography* **42**: 487-495.
- WEBSTER, I. T. 1990. Effect of wind on the distribution of phytoplankton cells in lakes. *Limnology and Oceanography* **35**: 989-1001.
- WEBSTER, I. T. et P. A. HUTCHINSON. 1994. Effect of wind on the distribution of phytoplankton cells in lakes revisited. *Limnology and Oceanography* **39**: 365-373.
- WEHR, J. D. et R. G. SHEATH. 2003. *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification*, Elsevier Science (USA). Academic Press. 918 pp.
- WELKER, M., D. H. VON, H. TAUSCHER, C. STEINBERG et M. ERHARD. 2003. Toxic *Microcystis* in shallow lake Muggelsee (Germany) - dynamics, distribution, diversity. *Archiv für Hydrobiologie* **157**: 227 - 248.
- WETZEL, R. G. 2001. *Limnology : Lake and River Ecosystems*, 3rd. Academic Press. 1006 pp.
- WETZEL, R. G. et G. E. LIKENS. 2000. *Limnological Analyses* 3rd edition Springer-Verlag. 429 pp.
- WEYHENMEYER, G. 2001. Warmer winters: Are planktonic algal populations in Sweden's largest lakes affected? *Ambio* **30**: 565 - 571.
- WEYHENMEYER, G. A., T. BLENCKNER et K. PETTERSSON. 1999. Changes of the plankton spring outburst related to the North Atlantic Oscillation. *Limnology and Oceanography* **44**: 1788-1792.
- ZHANG, Y. et E. E. A. PREPAS. 1996. Regulation of the dominance of planktonic diatoms and cyanobacteria in four eutrophic hardwater lakes by nutrients, water column stability, and temperature. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**: 621-633.
- ZOHARY, T. et C. M. BREEN. 1989. Environmental factors favouring the formation of *Microcystis aeruginosa* hyperscums in a hypertrophic lake. *Hydrobiologia* **178**: 179-192.
- ZOHARY, T. et R. D. ROBARTS. 1989. Diurnal mixed layers and the long-term dominance of *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Plankton Research* **11**: 25-48.

Annexes



Annexe 1 Photos de floes de Cyanobactéries (*Aphanizomenon?*) au lac Saint-Augustin à l'été 2002.
[photos : Martin Bouchard Valentine]

	pHAS	oxygène dissous 4,5m	pH4,5m	chloroa (µg/L) AS	chloroa (µg/L) P	ASTP-UF (mg/L)	ASNO2-F (mg/L)	ASSRP-F (mg/L)	AP TP-UF (mg/L)	AP NO2-F (mg/L)	AP SRP-F (mg/L)	Zeuphotique (Zeu)	coefficient extinction total	moyenne température air 12h	moyenne température air 24h	moyenne température air 48h	MAX température air 12h	MAX température air 24h	MAX température air 48h
oxygène dissous AS	0,17 0,27 44	-0,1 0,5 44	-0,4 0,01 44	0,04 0,81 42	-0,2 0,19 42	-0 0,88 30	0,01 0,96 28	-0,2 0,28 28	-0,2 0,41 30	-0,2 0,39 29	-0 1 29	0,04 0,8 41	-0 0,9 42	0,59 0 36	0,65 0 36	0,57 0 36	0,68 0 36	0,67 0 36	0,45 0,01 36
pHAS		-0,1 0,47 44	0,42 0 44	-0 0,8 42	0,08 0,62 42	0,36 0,05 30	0,11 0,57 28	-0 0,9 28	0,35 0,06 30	-0,2 0,36 29	0,09 0,66 29	-0,4 0,02 41	0,39 0,01 42	-0 0,92 36	0,06 0,71 36	0,06 0,73 36	0,12 0,49 36	0,13 0,44 36	0,22 0,2 36
oxygène dissous 4,5m			0,67 0 44	-0 0,78 42	0,24 0,12 42	0,13 0,51 30	0,11 0,56 28	0,08 0,69 28	0,2 0,28 30	0,07 0,71 29	-0,2 0,34 29	-0 0,99 41	0,07 0,66 42	-0,4 0,01 36	-0,4 0,01 36	-0,4 0,01 36	-0,5 0 36	-0,3 0,04 36	-0,4 0,02 36
pH4,5m				-0 0,81 42	0,35 0,03 42	0,26 0,16 30	0,22 0,26 28	0,14 0,46 28	0,33 0,08 30	-0 0,98 29	-0,1 0,55 29	-0,2 0,24 41	0,28 0,08 42	-0,6 0 36	-0,6 0 36	-0,5 0 36	-0,6 0 36	-0,4 0,01 36	-0,29 0,09 36
chloroa (µg/L) AS					0,74 0 43	0,77 0 30	0,26 0,18 28	0,32 0,1 28	0,65 0 30	0,08 0,7 29	0,37 0,05 29	-0,7 0 41	0,63 0 42	0,09 0,59 36	0,01 0,96 36	-0 0,9 36	0 0,98 36	-0,2 0,34 36	-0,06 0,71 36
chloroa (µg/L) profond					0,82 0 30	0,18 0,35 28	0,47 0,01 28	0,85 0 30	0,12 0,53 29	0,41 0,03 29	-0,7 0 41	0,79 0 42	-0,4 0,01 36	-0,5 0 36	-0,4 0,01 36	-0,4 0,02 36	-0,4 0 36	-0,5 0 36	-0,3 0,08 36
AS TP-UF (mg/L)						0,2 0,29 29	0,56 0 29	0,88 0 31	0,03 0,89 30	0,52 0 30	-0,9 0 30	0,84 0 31	-0,2 0,35 25	-0,2 0,28 25	-0,2 0,36 25	-0,2 0,45 25	-0,3 0,22 25	-0,13 0,54 25	
AS NO2-F (mg/L)							-0,2 0,41 29	0,12 0,54 29	0,16 0,39 29	-0,2 0,43 29	-0,2 0,41 28	0,2 0,3 29	0,08 0,71 24	0,04 0,86 24	0,03 0,88 24	-0 0,83 24	0,02 0,91 24	0,01 0,98 24	
AS SRP-F (mg/L)							0,6 0 29	0,08 0,69 29	0,75 0 29	-0,4 0,05 28	0,29 0,13 29	-0,4 0,06 24	-0,4 0,07 24	-0,3 0,16 24	-0,3 0,19 24	-0,4 0,04 24	-0,26 0,23 24		
AP TP-UF (mg/L)									0,1 0,61 30	0,56 0 30	-0,8 0 30	0,83 0 31	-0,5 0,02 25	-0,5 0,02 25	-0,4 0,04 25	-0,4 0,05 25	-0,5 0,01 25	-0,32 0,11 25	
AP NO2-F (mg/L)										0,07 0,71 30	0,01 0,98 29	0,11 0,57 30	-0 0,96 25	0 0,99 25	0,1 0,62 25	-0 0,95 25	0 0,98 25	0,09 0,65 25	
AP SRP-F (mg/L)											-0,5 0,01 29	0,41 0,02 30	-0,1 0,8 25	-0 0,86 25	0,07 0,75 25	0,07 0,73 25	0,01 0,95 25	0,13 0,54 25	
A Zeuphotique (Zeu)												-0,9 0 42	0,09 0,58 36	0,1 0,57 36	0,07 0,7 36	0,07 0,67 36	0,09 0,62 36	0,01 0,97 36	
A coefficient extinction													-0,2 0,38 37	-0,1 0,4 37	-0,1 0,45 37	-0,1 0,77 37	-0,1 0,5 37	0 1 37	
moyenne température air 12h														0,98 0 37	0,91 0 37	0,87 0 37	0,84 0 37	0,69 0 37	
moyenne température air 24h															0,94 0 37	0,89 0 37	0,92 0 37	0,73 0 37	
moyenne température air 48h																0,86 0 37	0,88 0 37	0,84 0 37	
MAX température air 12h																	0,82 0 37	0,7 0 37	
MAX température air 24h																		0,7 0 37	

Annexe 2a Tableau des coefficients de corrélation de Spearman pour différentes variables météorologiques et limnologiques. Les cases foncées indiquent les coefficients avec $P < 0,05$ et les cases avec des caractères gras indiquent les coefficients de corrélation $\geq 0,5$.

	MIN température air 12h	MIN température air 24h	MIN température air 48h	moyenne vitesse vent 12h	moyenne vitesse vent 24h	moyenne vitesse vent 48h	MAX vitesse vent 12h	MAX vitesse vent 24h	MAX vitesse vent 48h	moyenne dir ection vent 12h	moyenne dir ection vent 24h	moyenne dir ection vent 48h	diff densité #2- #12h	diff densité #2- #24h	diff densité #2- #48h	somme pluie 24h	somme pluie 48h	somme pluie 72h	somme pluie 96h
oxygène dissous AS	0,54 0 36	0,54 0 36	0,46 0 36	-0 0,79 36	-0,1 0,74 36	-0,1 0,5 36	0,12 0,5 36	-0 0,5 36	-0,2 0,95 36	0,08 0,16 36	0,24 0,17 36	0,24 0,17 36	0,57 0 36	0,58 0 36	0,56 0 36	-0,1 0,55 44	-0,1 0,47 44	-0,2 0,1 44	-0,4 0,01 44
pHAS	-0 0,8 36	-0 0,8 36	-0,1 0,6 36	-0,3 0,11 36	-0,3 0,07 36	-0,2 0,27 36	-0,1 0,63 36	-0,1 0,42 36	0 0,98 36	0,16 0,34 36	0,14 0,42 36	0,24 0,17 36	-0,1 0,74 36	-0 0,81 36	0,03 0,88 36	-0,3 0,08 44	-0,3 0,08 44	-0,3 0,05 44	-0,4 0,01 44
oxygène dissous 4,5m	-0,4 0,02 36	-0,4 0,02 36	-0,4 0,01 36	0,26 0,12 36	0,02 0,91 36	-0 0,87 36	0,24 0,15 36	0,03 0,88 36	-0,2 0,37 36	0,22 0,2 36	0,01 0,94 36	-0 0,98 36	-0,4 0,01 36	-0,5 0 36	-0,5 0 36	0,09 0,57 44	0,1 0,51 44	-0,1 0,61 44	-0,1 0,54 44
pH4,5m	-0,6 0 36	-0,6 0 36	-0,6 0 36	0,1 0,56 36	-0,2 0,27 36	-0,1 0,47 36	0,1 0,54 36	-0,1 0,4 36	-0,1 0,5 36	0,19 0,26 36	-0 0,89 36	0,03 0,85 36	-0,5 0 36	-0,6 0 36	-0,5 0 36	-0,1 0,44 44	-0,1 0,5 44	-0,2 0,19 44	-0,2 0,28 44
chlora (µg/L) AS	0,14 0,42 36	0,14 0,42 36	0,01 0,94 36	-0,2 0,16 36	-0,2 0,35 36	-0 0,84 36	-0,2 0,25 36	-0,2 0,38 36	-0,2 0,21 36	-0,2 0,24 36	-0,1 0,45 36	-0,1 0,57 36	0,1 0,58 36	0,02 0,89 36	-0 0,88 36	0,2 0,2 43	0,11 0,47 43	-0 0,81 43	-0,2 0,33 43
chlora (µg/L) profond	-0,4 0,02 36	-0,4 0,02 36	-0,4 0,01 36	-0,1 0,65 36	-0,3 0,07 36	-0,1 0,54 36	0,02 0,89 36	-0,2 0,21 36	-0,2 0,34 36	0,02 0,89 36	0,08 0,63 36	0,11 0,54 36	-0,5 0 36	-0,5 0 36	-0,5 0 36	0,08 0,62 43	0,06 0,72 43	-0,2 0,33 43	-0,2 0,19 43
AS TP-UF (mg/L)	-0,2 0,24 25	-0,2 0,24 25	-0,3 0,11 25	-0,3 0,19 25	-0,1 0,5 25	-0 0,84 25	0,03 0,9 25	-0,1 0,78 25	0,16 0,45 25	0,23 0,27 25	0,23 0,27 25	0,13 0,52 25	-0,4 0,04 25	-0,5 0,02 25	-0,4 0,04 25	-0,2 0,25 31	-0,1 0,43 31	-0,1 0,47 31	-0,2 0,28 31
AS NO2-F (mg/L)	0,07 0,75 24	0,07 0,75 24	-0,1 0,67 24	-0,4 0,06 24	-0,2 0,26 24	-0,1 0,63 24	-0,2 0,25 24	0,04 0,85 24	0,01 0,96 24	0,24 0,26 24	0,18 0,41 24	0,04 0,83 24	-0,1 0,57 24	-0,2 0,4 24	-0,2 0,31 24	-0 0,91 29	-0,2 0,34 29	-0,2 0,3 29	-0,3 0,1 29
AS SRP-F (mg/L)	-0,4 0,07 24	-0,4 0,07 24	-0,3 0,22 24	-0 0,89 24	-0,3 0,23 24	0 0,99 24	0,2 0,35 24	0,07 0,76 24	0,21 0,33 24	0,14 0,5 24	-0,1 0,75 24	-0,2 0,45 24	-0,5 0,01 24	-0,4 0,04 24	-0,5 0,03 24	-0 0,94 29	0,06 0,77 29	0,1 0,59 29	0,25 0,19 29
AP TP-UF (mg/L)	-0,5 0,01 25	-0,5 0,01 25	-0,5 0 25	-0,1 0,55 25	-0,2 0,47 25	-0,1 0,7 25	0,17 0,43 25	-0 0,92 25	0,18 0,4 25	-0 0,94 25	0,13 0,52 25	0,04 0,84 25	-0,6 0 25	-0,7 0 25	-0,6 0 25	-0,1 0,46 31	-0,1 0,7 31	-0 0,92 31	-0 0,8 31
AP NO2-F (mg/L)	-0 0,89 25	-0 0,89 25	0,01 0,98 25	-0,2 0,46 25	-0,1 0,65 25	-0,1 0,52 25	-0,1 0,68 25	0,18 0,38 25	0,12 0,57 25	0,18 0,4 25	0,23 0,26 25	0,22 0,29 25	-0,1 0,53 25	-0,1 0,6 25	0,02 0,94 25	0,2 0,29 30	0,07 0,73 30	0,19 0,3 30	-0,1 0,79 30
AP SRP-F (mg/L)	-0,1 0,81 25	-0,1 0,81 25	0,03 0,88 25	-0,3 0,15 25	-0,3 0,12 25	-0,1 0,52 25	0,13 0,54 25	0,08 0,68 25	0,17 0,41 25	0,03 0,9 25	0,03 0,9 25	-0 0,97 25	-0,1 0,67 25	-0 0,91 25	-0 0,95 25	0,07 0,71 30	0,19 0,32 30	0,28 0,13 30	0,25 0,18 30
A Zeuphotique (Zeu)	0,09 0,62 36	0,09 0,62 36	0,19 0,27 36	0,43 0,01 36	0,31 0,06 36	0,25 0,15 36	0,16 0,34 36	0,14 0,41 36	-0,1 0,55 36	-0 0,79 36	-0,2 0,15 36	-0,4 0,04 36	0,25 0,14 36	0,24 0,16 36	0,18 0,29 36	0,04 0,79 42	0,15 0,33 42	0,2 0,2 42	0,28 0,07 42
A coefficient extinction	-0,2 0,33 37	-0,2 0,33 37	-0,2 0,17 37	-0,3 0,05 37	-0,4 0,02 37	-0,2 0,19 37	-0,1 0,64 37	-0,2 0,28 37	0,07 0,69 37	0,09 0,6 37	0,32 0,05 37	0,35 0,04 37	-0,3 0,05 37	-0,3 0,05 37	-0,3 0,11 37	-0,1 0,68 43	-0,1 0,52 43	-0,2 0,14 43	-0,3 0,05 43
moyenne température air 12h	0,98 0 37	0,98 0 37	0,93 0 37	-0,2 0,37 37	0,2 0,24 37	0,08 0,63 37	-0,1 0,7 37	0,15 0,38 37	0,04 0,83 37	0,14 0,41 37	0,29 0,08 37	0,23 0,16 37	0,82 0 37	0,83 0 37	0,83 0 37	-0,1 0,57 37	-0,1 0,46 37	-0,2 0,27 37	-0,3 0,04 37
moyenne température air 24h	0,94 0 37	0,94 0 37	0,91 0 37	-0,2 0,34 37	0,16 0,35 37	0,02 0,93 37	-0 0,94 37	0,19 0,25 37	0,05 0,77 37	0,16 0,36 37	0,33 0,05 37	0,32 0,05 37	0,82 0 37	0,84 0 37	0,84 0 37	-0,2 0,21 37	-0,2 0,25 37	-0,2 0,2 37	-0,4 0,02 37
moyenne température air 48h	0,87 0 37	0,87 0 37	0,91 0 37	-0,2 0,29 37	0,09 0,6 37	-0 0,78 37	0,03 0,84 37	0,22 0,2 37	0,09 0,6 37	0,21 0,21 37	0,38 0,02 37	0,42 0,01 37	0,77 0 37	0,8 0 37	0,85 0 37	-0,2 0,27 37	-0,2 0,15 37	-0,2 0,14 37	-0,4 0,01 37
MAX température air 12h	0,79 0 37	0,79 0 37	0,8 0 37	-0,2 0,15 37	-0,1 0,65 37	-0,1 0,46 37	-0,1 0,7 37	-0 0,98 37	-0,1 0,57 37	0,06 0,73 37	0,32 0,06 37	0,31 0,07 37	0,8 0 37	0,82 0 37	0,78 0 37	-0,2 0,23 37	-0,2 0,23 37	-0,3 0,08 37	-0,4 0,02 37
MAX température air 24h	0,78 0 37	0,78 0 37	0,76 0 37	-0,2 0,22 37	0,02 0,9 37	-0,2 0,32 37	-0 0,99 37	0,17 0,32 37	-0 0,99 37	0,16 0,35 37	0,37 0,03 37	0,43 0,01 37	0,75 0 37	0,78 0 37	0,77 0 37	-0,4 0,01 37	-0,4 0,03 37	-0,3 0,04 37	-0,4 0,01 37
MAX température air 48h	0,62 0 37	0,62 0 37	0,67 0 37	-0,1 0,62 37	-0 0,87 37	-0 0,78 37	0,02 0,92 37	0,08 0,62 37	0,1 0,56 37	0,22 0,19 37	0,36 0,03 37	0,42 0,01 37	0,64 0 37	0,66 0 37	0,75 0 37	-0,1 0,68 37	-0,1 0,38 37	-0,2 0,18 37	-0,4 0,02 37
MIN température air 12h		1 0 37	0,93 0 37	-0,1 0,41 37	0,24 0,15 37	0,13 0,44 37	-0,1 0,61 37	0,19 0,26 37	0,05 0,78 37	0,17 0,3 37	0,27 0,1 37	0,19 0,25 37	0,77 0 37	0,79 0 37	0,79 0 37	-0 0,85 37	-0,1 0,64 37	-0,2 0,37 37	-0,3 0,05 37

Annexe 2b

	MIN température air 12h	MIN température air 24h	MIN température air 48h	moyenne vitesse vent 12h	moyenne vitesse vent 24h	moyenne vitesse vent 48h	MAX vitesse vent 12h	MAX vitesse vent 24h	MAX vitesse vent 48h	moyenne direction vent 12h	moyenne direction vent 24h	moyenne direction vent 48h	diff densité #2- #4 12h	diff densité #2- #4 24h	diff densité #2- #4 48h	somme pluie 24h	somme pluie 48h	somme pluie 72h	somme pluie 96h
MIN température air 24h			0,93 0 37	-0,1 0,41 37	0,24 0,15 37	0,13 0,44 37	-0,1 0,61 37	0,19 0,26 37	0,05 0,78 37	0,17 0,3 37	0,27 0,1 37	0,19 0,25 37	0,77 0 37	0,79 0 37	0,79 0 37	-0 0,85 37	-0,1 0,64 37	-0,2 0,37 37	-0,3 0,05 37
MIN température air 48h				-0,1 0,56 37	0,23 0,18 37	0,13 0,43 37	0,09 0,6 37	0,24 0,15 37	0,15 0,38 37	0,19 0,25 37	0,27 0,1 37	0,22 0,2 37	0,74 0 37	0,77 0 37	0,79 0 37	-0,1 0,58 37	-0 0,83 37	-0,1 0,68 37	-0,2 0,18 37
moyenne vitesse vent 12h				0,7 0 37	0,52 0 37	0,62 0 37	0,28 0,1 37	0,1 0,56 37	-0 0,89 37	-0,2 0,34 37	-0,3 0,08 37	-0,1 0,55 37	-0,1 0,44 37	-0 0,78 37	0,09 0,58 37	0,09 0,61 37	0,13 0,45 37	0,24 0,15 37	
moyenne vitesse vent 24h					0,75 0 37	0,4 0,01 37	0,61 0 37	0,45 0,01 37	0,15 0,37 37	-0,1 0,55 37	-0,2 0,14 37	0,07 0,67 37	0,05 0,75 37	0,15 0,39 37	0,11 0,52 37	0,14 0,42 37	0,24 0,16 37	0,27 0,11 37	
moyenne vitesse vent 48h							0,26 0,12 37	0,49 0 37	0,47 0,11 37	0,27 0,81 37	-0 0,15 37	-0,2 0,36 37	-0,2 0,34 37	-0,1 0,45 37	0,29 0,09 37	0,35 0,03 37	0,26 0,12 37	0,31 0,06 37	
MAX vitesse vent 12h							0,44 0,01 37	0,29 0,08 37	0,08 0,64 37	-0 0,96 37	-0,1 0,67 37	-0,1 0,43 37	-0,1 0,4 37	-0 0,82 37	-0,1 0,62 37	0,09 0,58 37	0,06 0,71 37	0,12 0,46 37	
MAX vitesse vent 24h								0,75 0 37	0,27 0,11 37	0,03 0,85 37	0,02 0,93 37	-0 0,78 37	-0 0,8 37	0,05 0,75 37	-0 0,86 37	0,05 0,77 37	0,17 0,33 37	0,14 0,4 37	
MAX vitesse vent 48h										0,22 0,2 37	0,05 0,79 37	0,03 0,87 37	-0,2 0,18 37	-0,2 0,18 37	-0,1 0,56 37	0,01 0,95 37	0,1 0,57 37	0,21 0,22 37	0,23 0,17 37
moyenne direction vent 12h										0,64 0 37	0,49 0 37	-0,2 0,36 37	-0 0,77 37	0,02 0,9 37	-0,2 0,16 37	-0,1 0,74 37	-0,2 0,23 37	-0,4 0,02 37	
moyenne direction vent 24h											0,87 0 37	0,03 0,87 37	0,12 0,47 37	0,18 0,3 37	-0,3 0,07 37	-0,3 0,1 37	-0,3 0,04 37	-0,6 0 37	
moyenne direction vent 48h												0,08 0,64 37	0,16 0,35 37	0,2 0,23 37	-0,4 0,37 37	-0,4 0,01 37	-0,4 0,01 37	-0,6 0 37	
diff densité #2-#4 12h													0,97 0 37	0,92 0 37	-0,1 0,49 37	-0,1 0,48 37	-0,1 0,51 37	-0,2 0,18 37	
diff densité #2-#4 24h														0,95 0 37	-0,2 0,3 37	-0,1 0,4 37	-0,1 0,46 37	-0,2 0,16 37	
diff densité #2-#4 48h															-0,1 0,39 37	-0,1 0,41 37	-0,1 0,61 37	-0,3 0,12 37	
somme pluie 24h																0,75 0 45	0,55 0 45	0,4 0,01 45	
somme pluie 48h																	0,75 0 45	0,53 0 45	
somme pluie 72h																		0,76 0 45	
	MIN température air 12h	MIN température air 24h	MIN température air 48h	moyenne vitesse vent 12h	moyenne vitesse vent 24h	moyenne vitesse vent 48h	MAX vitesse vent 12h	MAX vitesse vent 24h	MAX vitesse vent 48h	moyenne direction vent 12h	moyenne direction vent 24h	moyenne direction vent 48h	diff densité #2- #4 12h	diff densité #2- #4 24h	diff densité #2- #4 48h	somme pluie 24h	somme pluie 48h	somme pluie 72h	somme pluie 96h

Annexe 2c

2002 – stations A,B,C

Jun	juillet	août	septembre	octobre
6 ^{a,f,g}	3	2	3	3
21 ^g	5 ^d	6	6	23
25	9 ^{b,c,d}	9	12 ^f	
28	12 ^d	14	17	
	17 ^{e,d}	16	19 ^c	
	19 ^c	19	26 ^c	
	23	20		
	25	21		
	30	22 ^c		
		23		
		28 ^{c,d}		
		30		

2003^g – stations A,B,D

août	septembre	octobre
11	4	8
14	8 ^b	28
18	10	
21	17	
25	24	

Annexe 3 Calendrier des échantillonnages.

^a Échantillonnage à la station A seulement

^b Pas de profil avec le PNF 300 à la station A

^c Pas de profil avec le PNF 300 à la station B

^d Pas de profil avec le PNF 300 à la station C

^e Pas de profil avec l'hydrolab

^f Pas de chlorophylle *a* analysée

^g Pas d'analyses d'éléments nutritifs



Annexe 4 Photos d'écumes au lac Saint-Augustin à l'été 2002.
[photos : Martin Bouchard Valentine]