

La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Missisquoi en 2001

S. Blais¹

Résumé, S. Blais¹. **La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Missisquoi en 2001.**

Agrosol. 13 (2) : 103-110. Le surplus de phosphore dans le milieu aquatique y favorise la prolifération de fleurs d'eau de cyanobactéries. Les impacts sont d'ordres esthétique, récréo-touristique, socio-économique et de santé publique. À la baie Missisquoi, des avis de santé publique ont été émis, des plages fermées, des campings et autres commerces désertés. L'étude de caractérisation *in situ* de 2001 visait notamment à évaluer le potentiel d'atteinte à la santé publique pour les usages de la baie Missisquoi. Cette évaluation a été effectuée à l'aide d'échantillons intégrés de la zone photique (usages impliquant la colonne d'eau) et d'échantillons ponctuels de surface avec écume (usages près du rivage). Plusieurs résultats pour la microcystine-LR et pour les cyanobactéries totales surpassent les critères respectifs établis à l'égard de la consommation d'eau et des activités récréatives comme la baignade.

Mots clés : cyanobactérie, microcystine, phosphore, impacts, santé, baie Missisquoi.

Abstract, S. Blais¹. **Cyanobacterias issue in Missisquoi bay, 2001 profile.**

Agrosol. 13 (2): 103-110. Excess phosphorus in aquatic ecosystems favors development of cyanobacteria blooms, which have adverse impacts on aesthetic, recreational value of water body and public health. In Missisquoi Bay area, public health warnings have been issued and beaches have been closed, which lead to desertion of campgrounds and other commercial sites. Main objective of 2001 *in situ* cyanobacteria monitoring study was to assess the health threat associated to contact with water column and shorelines of Missisquoi's bay. Depth-integrated samples of bay's waters and scummy grab samples from shorelines were investigated in laboratory. Many samples were shown to exceed guidelines in microcystin-LR and cyanobacteria concentration for drinking water and recreational activities.

Keywords: cyanobacteria, microcystin, phosphorus, impacts, health, Missisquoi bay.

Introduction

Problématique générale

Qu'est-ce que des cyanobactéries et des fleurs d'eau?

Les cyanobactéries sont aussi appelées cyanophycées ou algues bleu-vert. Elles sont de taille microscopique. Elles présentent à la fois des caractéristiques de bactéries (comme l'absence de membrane intracellulaire) et d'algues (comme leurs activités photo-synthétiques grâce à la chlorophylle a).

Dans un milieu aquatique, les cyanobactéries deviennent problématiques si leurs populations s'ac-

croissent de façon démesurée. Les proliférations formées, alors généralement visibles, sont des fleurs d'eau (blooms). L'apparence des fleurs d'eau diffère selon les conditions environnementales et les espèces de cyanobactéries. Les fleurs d'eau peuvent ressembler notamment à une soupe au brocoli ou à une purée de pois mais aussi à un déversement de peinture en surface (écume). Les fleurs d'eau sont rarement rougeâtres mais souvent – comme à la baie Missisquoi – vertes ou turquoise. Au toucher, l'aspect est quelquefois visqueux.

Au Québec, des problèmes de fleurs d'eau sont rapportés surtout en milieux lacustres mais maintenant aussi en

cours d'eau. La baie Missisquoi semble de loin être le cas québécois le plus sévère.

Les cyanobactéries peuvent-elles affecter la santé humaine?

Les cyanobactéries peuvent produire des toxines. En trop grandes quantités, ces toxines peuvent porter atteinte à la santé des usagers des milieux aquatiques.

Les trois catégories de toxines sont : les endotoxines du type lipopolysaccharide (LPS), les hépatotoxines et les neurotoxines (Chorus et Bartram, 1999). Les LPS causent des effets irritants et allergènes et sont probablement responsables de symptômes gastro-

1. Direction du suivi de l'état de l'environnement (DSEE), Ministère de l'Environnement (MENV), Gouvernement du Québec, Édifice Marie-Guyart, 7e étage, 675, boul. René-Lévesque Est, boîte 22, Québec (Québec), G1R 5V7

intestinaux. Les hépatotoxines présentent une toxicité sur le foie. Les neurotoxines perturbent la transmission de l'influx nerveux (Légaré et Phaneuf, 2001). Les LPS seraient présents chez toutes les espèces de cyanobactéries. Toutefois, seulement certaines espèces sont susceptibles de produire des hépatotoxines (comme les microcystines) ou des neurotoxines (telle que l'anatoxine-a) (Chorus et Bartram, 1999). Au niveau de la santé publique, les microcystines sont les plus étudiées car elles sont, d'une part, fréquemment identifiées dans des fleurs d'eau et, d'autre part, persistantes dans le milieu (Duy *et al.* 2000 et Hitzfeld *et al.* 2000 dans Légaré et Phaneuf, 2001).

Ailleurs au Canada ou dans le monde, des problèmes de santé humaine ont été rapportés dans la littérature scientifique (Blais, 2002a). Ils sont associés, de façons certaines ou présumées, à la présence de cyanobactéries ou à leurs toxines dans l'eau potable ou dans les eaux récréatives. L'ingestion d'eau potable contaminée par des toxines et incorrectement traitée causerait notamment des douleurs abdominales, des diarrhées, des vomissements, des gastro-entérites, des hépato-entérites et possiblement des cancers du foie. La pratique d'activités récréatives comme la baignade dans des eaux affectées par des cyanobactéries peut causer des : diarrhées, vomissements, problèmes gastro-intestinaux, symptômes grippaux et pneumonies atypiques (Légaré et Phaneuf, 2001). Une exposition importante aux toxines des cyanobactéries peut parfois conduire à la mort. Ainsi, une cinquantaine de personnes sont décédées (hépatite sévère) au Brésil en 1996 à la suite de traitements à l'hémodialyse. En 1988, également au Brésil, 2 000 cas de gastro-entérites ont été enregistrés chez des consommateurs d'eau potable : 88 en sont morts (Chorus et Bartram, 1999).

Au Québec, aucun problème de santé publique n'a été officiellement rapporté. L'existence de tels problèmes est toutefois présumée (Lajoie *et al.*, 2001). En outre, les personnes atteintes et les

médecins ne feraient pas le lien entre la cause (cyanobactéries) et les effets (symptômes souvent non-spécifiques) (Légaré et Phaneuf, 2001).

Les animaux de ferme et autres animaux domestiques sont-ils à risque?

Duy *et al.* (2000) listent plusieurs cas d'empoisonnements d'animaux sauvages, domestiques ou de ferme dont certains ont conduit à la mort. Plusieurs d'entre eux sont survenus au Canada et aux États-Unis.

Quels sont les impacts écologiques?

En outre, la décomposition et la respiration nocturne d'une trop grande biomasse de cyanobactéries peuvent causer un déficit en oxygène dissous et une hausse du pH (associée à l'augmentation de l'azote ammoniacal); cela peut affecter la faune aquatique. De plus, cette trop grande biomasse peut obstruer les branchies de poissons.

Le phosphore : le responsable des fleurs d'eau et des toxines?

Les proliférations de cyanobactéries sont favorisées par une interaction complexe entre plusieurs facteurs, dont la concentration élevée d'azote (N) et de phosphore (P) (milieux souvent eutrophes), l'ensoleillement, la température, le pH, la disponibilité du carbone, le faible courant ou les eaux stagnantes (Jones 1994 dans Duy *et al.* 2000 dans Blais *et al.*, 2002).

Mais, le P demeure le facteur prépondérant. Tout d'abord, les cyanobactéries présentent plus d'affinités avec le P que les autres algues de la communauté phytoplanctonique. Les cyanobactéries sont d'ailleurs capables de stocker le P dans leur cellule; cela leur permet de se multiplier efficacement et d'augmenter alors leur biomasse d'au moins 10 fois (Chorus et Bartram, 1999). Ensuite, le phytoplancton (algues et cyanobactéries) absorbe les nutriments d'après un ratio,

variable notamment selon les milieux, mais généralement de l'ordre de 106C : 16N : 1P (Rydind and Rast, 1994). Or, lorsque le milieu aquatique est en surplus de P, par rapport à leurs besoins en N, certaines espèces de cyanobactéries sont capables de compenser ce déséquilibre en fixant le N atmosphérique (Chorus et Bartram, 1999). Enfin, le P est trop abondant par rapport à la capacité de support du milieu aquatique lorsque celui-ci est affecté par une fleur d'eau.

Selon Kotak *et al.* (2002), dans 13 lacs en Alberta, le P est le facteur qui présente la corrélation la plus forte ($r = 0,45$; $p < 0,005$; $n = 238$) avec la biomasse de *Microcystis aeruginosa* (une espèce de cyanobactéries); 12 autres variables limnologiques avaient été étudiées. Quant aux toxines, les facteurs qui influencent leur production sont peu compris (Ressom *et al.*, 1994). Mais, ils se rapportent, en autres, à l'intensité lumineuse, à la température, au pH et aux nutriments (Duy *et al.* 2000 dans Blais *et al.*, 2002). Dans la même étude de l'Alberta, le P est le facteur qui présente encore la corrélation la plus élevée ($r = 0,54$; $p < 0,005$; $n = 256$) avec la concentration intracellulaire de microcystine-LR (Kotak *et al.*, 2000 dans Blais *et al.*, 2002).

Les mesures de gestion visant la prévention des fleurs d'eau sont donc surtout axées sur le contrôle et la réduction des apports en nutriments, particulièrement en P (Chorus et Bartram 1999 dans Blais *et al.*, 2002).

Finalement, dans plusieurs bassins-versants québécois, le principal responsable du surplus de phosphore est la pollution d'origine agricole. Par conséquent et en raison du rôle du phosphore dans les fleurs d'eau, Gingras *et al.* (2000) associent les cyanobactéries et leurs toxines à un type de risques à la santé publique reliés aux activités de production animale.

Problématique à la baie Missisquoi

À la baie Missisquoi, la plus grande proportion des apports diffus en P (79%) proviennent des activités agricoles (Hegman *et al.*, 1999). Au centre de cette baie, la médiane (mai à octobre 2001) est de 42 µg/l P_{tot} (VDEC et NYSDEC, 2002 dans Blais *et al.*, 2002). La médiane dépasse donc de l'ordre de 2 fois le critère de qualité de 20 µg/l en P_{tot} (P_{tot}) pour ce type de lac (MENV, 2001). Dépasse ce critère indique généralement que le plan d'eau est eutrophe ou du moins à un niveau d'enrichissement élevé. La présence de fleur d'eau de cyanobactéries à la baie Missisquoi est une conséquence de cet enrichissement excessif.

Quels sont les impacts récréotouristiques et socio-économiques?

Les fleurs d'eau affectent la baie Missisquoi et ses usagers (riverains, baigneurs, plaisanciers, etc.) depuis plusieurs années. En outre, durant les épisodes de fleurs d'eau de 2001 et 2002, la Régie régionale de santé et des services sociaux (RRSSS) de la Montérégie a émis et maintenu un avis de santé publique. Cet avis recommandait notamment d'éviter : de se baigner, de consommer des poissons et d'utiliser l'eau de la baie ne provenant pas du réseau municipal, et ce, pour des fins de consommation, de préparation et de cuisson d'aliments (Lajoie *et al.*, 2001). La Direction régionale de la Montérégie du MENV a recommandé la fermeture de quatre plages. Ces avis couplés à la détérioration de la qualité esthétique de la baie Missisquoi ont perturbé considérablement les activités récréotouristiques et socioéconomiques : chute de la fréquentation des campings et restaurants, diminution depuis plusieurs années de la valeur des propriétés riveraines, etc. (Blais, 2002b).

De plus, un suivi plus serré a dû être effectué à la station de traitement d'eau potable située à Philipsburg (Figure 1); cette station alimente les réseaux du

secteur Philipsburg de Saint-Armand et de Bedford (M. Mimeault, MENV-Montérégie, 2002, communication personnelle).

Étude du potentiel d'atteinte à la santé publique en 2001 : contexte et objectif

Après un projet exploratoire en 1999 et une étude succincte de la problématique des cyanobactéries en 2000, une étude plus complète a été réalisée dans la baie en 2001. Un des volets de cette étude – celui abordé ci-après – visait à évaluer l'importance des situations potentiellement les plus critiques (cyanobactéries et toxines) pour la santé des usagers de la baie Missisquoi. La baie est fréquentée dans son ensemble par des baigneurs, véliplanistes, pêcheurs, etc. Certaines habitations riveraines y puisent de l'eau pour se laver, faire fonctionner leurs cabinets d'aisance et peut-être pour faire de la cuisine (Sylvain Primeau, MENV-Montérégie, 2002, communication personnelle). D'autres usages sont plus localisés comme des plages et la prise d'eau municipale située à Philipsburg (Figure 1).

Méthodologie

En l'absence de fleur d'eau (campagnes régulières les 21 juin et 12 juillet 2001), les stations A et B ont été suivies. D'une campagne « fleur d'eau » ou d'une campagne « écume » (s'il y avait lieu) à une autre (26 juillet au 15 octobre 2001), les stations étaient conservées (A ou B) ou déplacées (D); l'objectif était de prélever les échantillons là où les proliférations semblaient les plus intenses. Ainsi, durant ces campagnes, les stations B ainsi que D1 à D7 ont été étudiées. Un maximum de 2 à 3 stations par date étaient retenues.

En campagne « régulière » ou « fleur d'eau », un échantillon intégré de la zone photique était prélevé. (La zone photique est la profondeur de la colonne d'eau à partir de la surface où la lumière est suffisante à la photosynthèse). Ce type d'échantillon vise à fournir les concentrations potentiellement les plus critiques pour la baignade ou autres usages n'impliquant pas seulement la surface du plan d'eau.

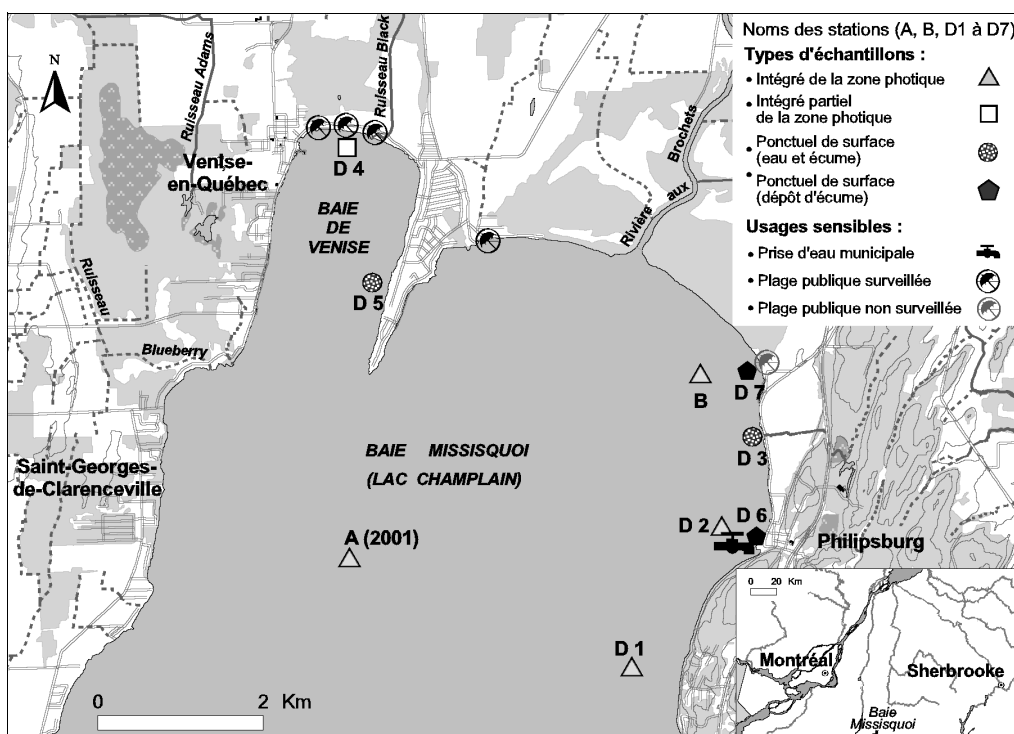


Figure 1. Localisation des principaux usages sensibles, des stations d'échantillonnage et de leurs types d'échantillons à la baie Missisquoi en 2001.

En campagne « écume », l'échantillon est un ponctuel de surface à la limite du rivage. Il se rapporte au potentiel d'atteinte à la santé en regard des types d'usages suivants : un enfant qui s'amuserait dans l'écume près de la rive (avec risque d'ingestion) ou un animal qui s'y abreuverait ou y mangerait de l'écume. Certains échantillons d'eau contenaient de l'écume; d'autres correspondaient à des dépôts d'écume (échoués sur le rivage). Les types d'échantillons prélevés de même que la localisation des stations d'échantillonnage sont aussi indiqués à la figure 1.

Les analyses des échantillons ont été effectuées au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). Les échantillons pour les microcystines (MC) (libres et intra-cellulaires) et l'anatoxine-a (libre et intra-cellulaire) ont été limités aux campagnes fleur d'eau et écume. Ils ont été analysés selon la méthode MA. 403-Microsys. 1.0. du CEAEQ (C. Deblois, CEAEQ, 2002, communication électronique). Les cyanobactéries sont identifiées à l'espèce à partir de Findlay et Kling (1979) et dénombrées (abondance et biomasse) selon Wetzel *et al.* (2000) (C. Bastien, CEAEQ, 2002, communication électronique).

À partir des résultats d'analyse du CEAEQ, la détermination des espèces à potentiel toxique (hépatotoxine ou neurotoxine) parmi toutes les espèces identifiées, a été basée sur les informations dans Chorus (2001), Chorus et Bartram (1999), Duy *et al.* (2000), Resson *et al.* (1994) et Yoo *et al.* (1995).

Résultats et discussion

Certaines espèces de cyanobactéries peuvent migrer verticalement dans la colonne d'eau de façon active (flottabilité) (Blais, 2002a). Les fleurs d'eau se font déplacer verticalement et latéralement par les vents. De l'écume peut donc s'accumuler considérablement sur le bord de la rive opposée au

vent. Selon Chorus et Bartram (1999), lors de cette formation d'écume, l'abondance de cyanobactéries et la concentration de toxines peuvent grimper localement de 1000 fois ou plus, et ce, en quelques heures. Pour ces raisons, les résultats de la présente étude sont valables pour les endroits et les moments de prélèvement. Ils servent néanmoins à fournir une appréciation du potentiel d'atteinte à la santé des usagers et un certain portrait de la variabilité des situations. D'ailleurs, à la baie Missisquoi en 2001, les abondances de cyanobactéries et les concentrations de MC-LR totale (libre et intra-cellulaire) variaient considérablement, d'une part, d'une date à une autre pour une même station et, d'autre part, d'une station à l'autre pour une même date (Blais, 2002b).

Afin de protéger la population des risques associés aux cyanobactéries lors d'activités récréatives de contact avec les eaux, l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) recommande de considérer les trois niveaux d'intervention de l'Organisation mondiale de la santé (OMS). Ces critères sont : 20 000 cel./ml de cyanobactéries totales (1er niveau), 100 000 cel./ml de cyanobactéries totales (2e niveau) et présence d'écume (3e niveau). En bref, la probabilité, la durée et l'importance des effets sur la santé s'accroissent avec ces niveaux. Le niveau 1 se rapporte à une faible probabilité d'effets mineurs sur la santé. Le niveau 2 représente une probabilité modérée d'effets sur la santé. Quant au niveau 3, il correspond à un risque élevé d'effets sérieux sur la santé (Légaré et Phaneuf, 2001; Chorus et Bartram, 1999).

Le développement d'un critère mieux adapté pour le Québec est toutefois souhaité pour la protection de la baignade. En outre, il devrait être plus représentatif du taux d'exposition des baigneurs vis-à-vis les cyanobactéries. Ce critère devrait donc tenir compte non seulement de l'abondance mais aussi du biovolume des cyanobactéries totales, et ce, comme en Australie (K. Ness, version préliminaire de l'essai de maîtrise,

Université de Sherbrooke, août 2002). D'ici là, les critères de l'OMS demeurent les meilleurs outils disponibles pour interpréter les données en cyanobactéries.

En l'absence de fleur d'eau, en 2001, tous les échantillons (n=4 intégrés) se trouvaient bien en deçà du critère de 1er niveau de l'OMS (tableau 1, A). À l'opposé en 2000, sans fleur d'eau visible, toutes les abondances (n=5 intégrés partiels) de cyanobactéries totales dépassaient de 1,5 à 3 fois ce critère. Les espèces présentes en 2000 présentaient un biovolume cellulaire plus faible (S. Blais, données de 2000 non publiées, MENV-DSEE).

En présence de fleur d'eau, en 2001, la fréquence du potentiel d'atteinte à la santé publique d'usages impliquant au moins une partie de la colonne d'eau (baignade, planche à voile) était très importante. En outre, 86 % et 77 % des 22 abondances en cyanobactéries totales dépassaient les critères respectivement de 1er et de 2e niveaux de l'OMS. L'abondance maximale mesurée (2 696 351 cel./ml) surpassaient de 27 fois le critère de 2e niveau (Tableau 1, B). Concernant les risques à la santé près du rivage (campagne écume), les 3 échantillons surpassaient le critère de 2e niveau et ne respectaient pas celui de 3e niveau par la présence d'écume (Tableau 1, C).

En fleur d'eau (n=22 intégrés) et en écume (n=3 ponctuels), la médiane du taux de cyanobactéries toxiques par rapport aux cyanobactéries totales est respectivement de 88 % et 100 %. Du 19 septembre au 2 octobre, les cyanobactéries à potentiel toxique dominaient la communauté de 92 % à 100 % (Tableau 1, B et C).

Concernant la MC-LR totale, la recommandation de 1,5 mg/l de Santé Canada pour la consommation d'eau est considérée à titre indicatif (Health Canada, 2002); il s'agit d'un critère de toxicité chronique (exposition à long terme). Dans la baie Missisquoi, 31 % des concentrations (n=26) dépassaient

Tableau 1. Abondances des cyanobactéries totales et à potentiel toxique pour l'ensemble des stations et des campagnes à la baie Missisquoi en 2001.

A) Campagnes régulières

Stations	Dates	Abondances des cyanobactéries		
		Totales (cel./ml)	À potentiel toxique (cel./ml)	Pot. tox. / totales
A	21 juin	0	0	0
	12 juillet	1 514	0	0
B	21 juin	1667	900	54
	12 juillet	197	0	0
n total		4	4	4
Maximum		1 667	900	54
n (%) > OMS-1		0 (0)	---	---

C) Campagnes « écume »

Stations	Dates	Abondances des cyanobactéries		
		Totales (cel./ml)	À potentiel Toxique (cel./ml)	Pot. tox. /totales
D3	21 août	688 453	688 453	100
D6	19 sept.	15 860 566	15 860 566	100
	26 sept.	378 955 115	378 955 115	100
D7	2 oct.	n/d	n/d	n/d
n total		3	5	3
Médiane		15 860 566	15 860 566	100
Maximum		378 955 115	378 955 115	100
n (%) > OMS-1		3 (100)	---	---
n (%) > OMS-2		3 (100)	---	---
n (%) > OMS-3		3 (100)	---	---

B) Campagnes « fleur d'eau »

Stations	Dates	Abondances des cyanobactéries		
		Totales (cel./ml)	À potentiel toxique (cel./ml)	Pot. tox. / totales
A	31 juillet	21 183	1 917	9
B	31 juillet	15 067	1 334	9
	29 août	125 666	37 166	30
	5 sept.	154 940	140 560	91
	11 sept.	1 336 275	938 925	70
	19 sept.	1 474 399	1 361 080	92
	26 sept.	1 297 278	1 277 410	98
	2 oct.	474 509	474 509	100
	15 oct.	106 400	7 050	7
	D1 26 juillet	12 809	200	2
	14 août	191 953	185 171	96
D2	26 juillet	12 592	1 150	9
	14 août	542 623	495 492	91
	29 août	186 757	104 901	56
	5 sept.	140 184	118 817	85
	11 sept.	1 032 009	612 215	59
	19 sept.	708 273	700 179	99
	26 sept.	1 840 323	1 823 399	99
	2 oct.	1 471 239	1 471 239	100
D4	15 oct.	30 917	28 150	91
	21 août	152 654	113 347	74
	D5 21 août	2 696 351	2 568 032	95
n total		22	22	22
Médiane		189 355	162 866	88
Maximum		2 696 351	2 568 032	100
n (%) > OMS-1		19 (86)	---	---
n (%) > OMS-2		17 (77)	---	---

n/d : non déterminé

n (%) > OMS-1 : n et % > 20 000 cel./ml cyanobactéries totales (critère de 1er niveau de l'OMS selon Chorus et Bartram, 1999)

n (%) > OMS-2 : n et % > 100 000 cel./ml cyanobactéries totales (critère de 2e niveau de l'OMS selon Chorus et Bartram, 1999)

n (%) > OMS-3 : présence d'écume (critère de 3e niveau de l'OMS selon Chorus et Bartram, 1999)

de l'ordre de 1,2 à 1469 fois ce critère. Les dépassements s'observent pour les 3 échantillons ponctuels de dépôt d'écume (usages en bordure du rivage) et pour 5 des 22 des intégrés de la zone photique (usages plus au large). Mais, l'échantillon ponctuel « eau et écume » près du rivage respecte ce critère (Figure 2).

Particulièrement dans de l'écume (critère de 3e niveau), les concentrations en microcystines peuvent être très élevées. Le cas échéant, un enfant qui en ingérerait accidentellement un

volume important pourrait subir des atteintes hépatiques aiguës et même mortelles (WHO, 1998b dans Légaré et Phaneuf, 2001; Chorus et Bartram, 1999). Aucun cas de mortalité en ce sens n'a toutefois été rapporté au niveau mondial. D'après une évaluation (extrapolation à partir de la LD50 chez les souris), un enfant de 10 kg qui jouerait pendant une période prolongée – dans une écume de *Microcystis* avec 2000 µg/l ou moins de MC-LR – et qui en ingérerait un volume important pourrait subir des atteintes hépatiques. (Chorus et Bartram, 1999).

En 2001, à la baie Missisquoi, le genre *Microcystis* ne dominait pas les populations de cyanobactéries à potentiel toxique dans les écumes échantillonnées (n=3). *Microcystis flos-aquae* atteignait sa plus haute proportion à la station D6 (19 septembre); sa population (7 363 834 cel./ml) correspondait alors à 46 % des cyanobactéries totales et des cyanobactéries à potentiel toxique. À ce lieu et à cette date, la concentration de MC-LR totale était de 342 µg/l.

C'est toutefois, le 2 octobre à la station D7 que la concentration la plus élevée en

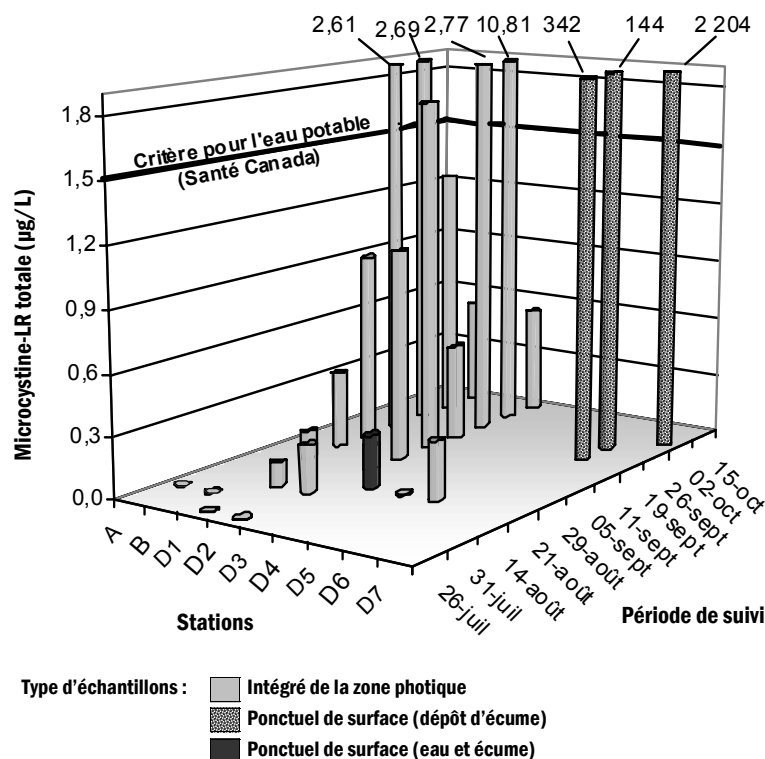


Figure 2. Variabilités spatiales et temporelles de la microcystine-LR totale pour les échantillons intégrés et ponctuels en périodes de fleur d'eau à la baie Missisquoi en 2001.

MC-LR a été mesurée soit 2204 µg/l (Figure 2). Les espèces de cyanobactéries identifiées étaient alors majoritairement *Aphanizomenon flos-aquae* et *Microcystis flos-aquae* avec une faible présence de *Oscillatoria utermoehlii*. (L'abondance de ces espèces n'avait pas pu être évaluée : l'état des cellules était trop dégradé dont les filaments de *A. flos-aquae*.) Les genres *Microcystis* et *Oscillatoria* (Chorus et Bartram, 1999) et l'espèce *A. flos-aquae*, du moins en République Tchèque (Skalka 1996 dans Chorus, 2001) sont associés notamment à la MC-LR.

Selon une autre étude du MENV en 2001, faite à la station de traitement de l'eau potable de Philipsburg, les résultats en MC-LR libre (n= 8) à l'eau traitée se trouvaient bien en deçà du critère de 1,5 µg/l. De plus, l'échantillon qui a été analysé pour la MC-LR intra-cellulaire révélait un résultat sous la limite de

détection de la méthode (0,05 µg/100 ml). En fait, le traitement conventionnel élimine habituellement la majorité des cellules (H. Tremblay, 2002, communication personnelle, MENV, Direction des politiques du secteur municipal).

Pour l'anatoxine-a totale (libre et intracellulaire), la situation *in situ* (dans la baie Missisquoi) en 2001 n'apparaît pas problématique bien qu'aucun critère de qualité n'existe pour cette neurotoxine. En effet, une seule donnée (n=26) se trouve au-dessus de la limite de détection (0,005 µg/l) soit 0,24 µg/l en campagne « écume » (21 août à la station D3). Selon Rosen *et al.* (2001), au lac Champlain au Vermont en 2000, la concentration d'anatoxine-a avait été évaluée à 1,4 µg/l après la mort de deux chiens ayant consommé de l'eau contaminée par une fleur d'eau.

Conclusion

À la baie Missisquoi en 2001, les abondances très élevées de cyanobactéries totales (par rapport aux directives de l'OMS pour la protection de la baignade), la proportion majeure de cyanobactéries à potentiel toxique dans la communauté, de même que de fortes concentrations en MC-LR totale (par rapport au critère en eau potable de Santé Canada) justifient de qualifier la situation en 2001 de potentiellement très critique pour la santé des usagers du plan d'eau. Aussi, la fermeture de quatre plages et l'avis de santé publique étaient grandement justifiés.

En 2002, une importante fleur d'eau a de nouveau affecté la baie Missisquoi et ses usagers, et ce, pendant plusieurs semaines. Des relevés *in situ* ont aussi été effectués en 2002. Des valeurs dépassant les critères pour les cyanobactéries totales et la MC-LR ont été notées à la baie (S. Blais, MENV-DSEE, 2002, données partielles de 2002 non publiées). Mais, les concentrations en MC-LR à l'eau traitée de la station de traitement d'eau potable, située à Philipsburg, étaient de loin inférieures au critère de Santé Canada (communication téléphonique, H. Tremblay, MENV-DPSM, 2002).

Comment solutionner cette problématique de cyanobactéries associée à d'importants enjeux récréotouristiques, socioéconomiques et de santé publique? Les apports en P du bassin-versant incluant ceux en bordure du lac doivent être réduits. Un très bon départ en ce sens : une entente a été paraphée le 26 août 2002 entre le gouvernement de l'État du Vermont et celui du Québec pour la protection de la baie Missisquoi. La réduction visée des apports devra être suffisante pour abaisser à 25 µg/l Ptot la concentration de la baie (Québec et Vermont, 2002). Tant que le problème de fleur d'eau ne sera pas résolu, la poursuite d'une étude de l'évaluation du potentiel d'atteinte à la santé demeurera nécessaire. Les résultats servent à justifier des avis de santé publique et de

fermeture de plages. Une telle étude vise aussi à mieux comprendre la dynamique de la problématique propre au plan d'eau et ainsi pouvoir éventuellement développer des outils plus simples de suivi.

Remerciements

L'étude des cyanobactéries à la baie Missisquoi ou l'élaboration de cet article a été rendue possible grâce à la précieuse aide de mes collaborateurs. Je tiens donc à remercier :

Mme Sylvie Legendre (DSEE) pour son aide technique à toutes les étapes du projet;

MM. Guy Desgranges, Alain Tanguay, Daniel Blanchard, Martin Mimeault et Sylvain Primeau (MENV-Montérégie) pour des campagnes sur le terrain;

MM. Christian Bastien, Christian Deblois et leurs équipes (CEAEQ) pour les analyses en laboratoire respectivement pour les cyanobactéries et les toxines;

Mme Hélène Tremblay (MENV-DPSM), MM. Martin Mimeault et Sylvain Primeau (MENV-Montérégie) et Mme Nathalie Brault (RRSSS Montérégie) pour leurs commentaires sur l'article;

Mme Lyne Blanchet et son équipe pour la géomatique et la contribution à la présentation graphique ainsi que Mmes Lyne Martineau et Nathalie Milhomme au secrétariat (DSEE).

Références bibliographiques

Blais, S., 2002 (a). La problématique québécoise des cyanobactéries : une préoccupation récente à l'étude. Résumé de la conférence dans Concrétiser le développement durable : Recherches et réalisations, Programme final, 6e colloque annuel, Chapitre Saint-Laurent, SRA-SETAC, 6 et 7 juin 2002. Québec. 67 pages.

Blais, S., 2002 (b). Les cyanobactéries en 2000 et en 2001 dans la portion québécoise de la baie Missisquoi : impacts anthropiques et étude in situ. Résumé de la conférence dans Le lac Champlain, à l'aube du nouveau millénaire, Lake Champlain Research Consortium. Symposium du printemps 2002, 20 au 23 mai. Saint-Jean-sur-Richelieu, Québec. 64 pages.

Blais, S., M. Patoine, M. Simoneau et Y. Richard. 2002. Le phosphore en milieu aquatique dans les agro-écosystèmes. Québec, Ministère de l'Environnement. Dans le Recueil des textes de conférence du Colloque sur le phosphore, disque compact. Une gestion éclairée! Ordre des agronomes du Québec et MAPAQ.

Chorus, I. (Ed.) 2001. Cyanotoxins. Occurrence, Causes, Consequences. Springer-Verlag. New York. 358 pages.

Chorus, I. and J. Bartram (Ed.). 1999. Toxic Cyanobacteria in Water. A guide to their public health consequences, monitoring and management. E & FN Spon. Published on behalf of World Health Organization. London. 416 pages.

Duy, T. N., P. K. S. Lam, G. R. Shaw, and D. W. Connell, 2000. Toxicology and Risk Assessment of Freshwater Cyanobacterial (Blue-Green Algal) Toxins in Water. Rev Environ Contam Toxicol (163) : 113-186.

Findlay, D.L. et H.J. Kling, 1979. A Species List and Pictorial Reference to the Phytoplankton of Central and Northern Canada. Fisheries and Marine Service. Manuscript Report No. 1503. Winnipeg. Part 1 (619 pages) et Part 2 (619 pages).

Gingras, B., J.-M. Leclerc, P. Chevalier, D. G. Bolduc, M. Laferrière et S. H. Fortin. 2000. Les risques à la santé publique associés aux activités de production animale. BISE 11(5) : 1-5.

Health Canada, 2002. Summary of Guidelines for Canadian Drinking Water Quality. Safe Environments Programme. Federal – Provincial – Territorial Committee on Drinking Water of the Federal – Provincial - Territorial Committee on Environmental and Occupational Health. 10 pages.

Hegman W., D. Wang, and C. Borer. 1999. Estimation of Lake Champlain Basinwide Nonpoint Source Phosphorus Export. Technical Report No. 31 Lake Champlain Basin Program, Etats-Unis, 81pages.

Kotak, B. G., A. K.-Y. Lam, E. E. Prepas and S. E. Hruday, 2000. Role of chemical and physical variables in regulating microcystin-LR concentration in phytoplankton of eutrophic lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. (57) : 1584-1593.

Lajoie, E.; L. Jacques et T. Mirza. 2001. Algues bleues, Cyanobactéries. (Dépliant et affiche). Régie régionale de la santé et des services sociaux (RRSSS), Montérégie, Santé publique. 2 pages.

Légaré, C. et D. Phaneuf, 2001. Avis aux directions de santé publique concernant les proliférations de cyanobactéries et leurs toxines. Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels. Institut national de santé publique du Québec. 20 pages.

Ministère de l'Environnement du Québec (MENV), 2001. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. [Disponible en ligne à : http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm].

Québec et Vermont (2002). Entente entre le gouvernement du Québec et le gouvernement de l'État du Vermont concernant la réduction du phosphore dans la baie Missisquoi.

Ressom, R., F. S. Soong, J. Fitzgerald, L. Turczynowicz, O. E. Saadi, D. Roder, T. Maynard and I. Falconer. 1994. Health Effects of Toxic Cyanobacteria (Blue-Green Algae). National Health and Medical Research Council. Australia. 108 pages.

- Rosen, B.H., A. Shambaugh, L. Ferber, F. Smith, M. Watsin, C. Eliopoulos and P. Stangel, 2001. Evaluation of Potential Blue-Green Algal Toxins In Lake Champlain, Summer 2000 for the Lake Champlain Basin Program and the Centers for Disease Control and Prevention. USA (VT). 26 p.
- Ryding, S.-O. et W. Rast. Ed. 1994. Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs. Collection Sciences de l'environnement. Masson. Paris. 295 pages.
- Wetzel, R. G., and G. E. Likens. 2000. Limnological Analysis, 3ième édition. Springer-Verlag. New York. 429 pages.
- Yoo, R. S., W. W. Carmichael, R. C. Hoehn and S. E. Hrudef. 1995. Cyanobacterial (Blue-Green Algal) Toxins : A Ressource Guide. AWWA Research Foundation. AWWA Research Foundation and American Water Works Association. USA. 224 pages.