

EXTRAITS

**RISQUES À LA SANTÉ PUBLIQUE DÉCOULANT DE LA PRÉSENCE  
DE CYANOBACTÉRIES (ALGUES BLEUES) ET DE MICROCYSTINES  
DANS TROIS BASSINS VERSANTS DU SUD-OUEST QUÉBÉCOIS  
TRIBUTAIRES DU FLEUVE SAINT-LAURENT**

Étude financée par

**le ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec  
et Santé Canada**

**dans le cadre du programme Saint-Laurent Vision 2000**

Réalisé par

Pierre Chevalier<sup>1,2,3</sup>, Ph.D.  
Régis Pilote<sup>2</sup>, M.Sc.  
Jean-Marc Leclerc<sup>3</sup>, M.Sc.

- <sup>1</sup> Unité de recherche en santé publique (Centre hospitalier de l'Université Laval)
- <sup>2</sup> Département des sciences animales (Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval)
- <sup>3</sup> Institut national de santé publique du Québec

**Décembre 2001**

**Présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois tributaires du fleuve Saint-Laurent :  
risques à la santé publique**

---

Cette étude a été effectuée dans le cadre des activités du volet Santé du programme Saint-Laurent Vision 2000 par l'Unité de recherche en santé publique du Centre hospitalier de l'Université Laval (CHUL) ainsi que par l'Institut national de santé publique du Québec

Référence à citer :

---

CHEVALIER, P., R. PILOTE et J.-M. LECLERC (2001). *Risques à la santé publique découlant de la présence de cyanobactéries (algues bleues) toxiques et de microcystines dans trois bassins versants du sud-ouest québécois tributaires du fleuve Saint-Laurent*. Unité de recherche en santé publique (Centre hospitalier de l'Université Laval) et Institut national de santé publique, 151p.

---

Dépôt légal, Bibliothèque nationale du Québec, 2001

Dépôt légal, Bibliothèque nationale du Canada, 2001

ISBN : 2-89496-167-7

ENVIRODOQ : ENV/2001/0122

SANTÉCOM : P-15,249

Table des matières

	Page
RÉSUMÉ .....	III
ABSTRACT .....	V
REMERCIEMENTS.....	VII
INTRODUCTION.....	1
1. LES CYANOBACTÉRIES ET LEURS TOXINES : REVUE DE LITTÉRATURE .....	3
1.1 LES CYANOBACTÉRIES .....	3
1.2 LES FACTEURS QUI FAVORISENT LEUR PROLIFÉRATION .....	3
1.3 LES CYANOTOXINES .....	5
1.4 PRÉSENCE DES CYANOTOXINES DANS L'ENVIRONNEMENT AQUATIQUE .....	12
1.5 MÉTHODES DE DÉTECTION ET D'IDENTIFICATION DES CYANOTOXINES .....	15
1.6 TOXICOLOGIE .....	18
1.6.1 Absorption et bioaccumulation : le cas des microcystines.....	18
1.6.2 Toxicité aiguë et chronique des cyanotoxines : études animales en laboratoire.....	19
1.6.3 Effets chez les animaux.....	25
1.6.4 Effets sur la santé humaine.....	26
1.7 L'ÉVALUATION DU RISQUE.....	29
1.7.1 Le risque associé aux activités récréatives.....	29
1.7.2 Le risque lié à la consommation d'eau – ligne directrice .....	31
1.8 LES TRAITEMENTS DE L'EAU REQUIS POUR L'ÉLIMINATION DES CYANOTOXINES .....	33
1.8.1 Rappels sur le traitement de l'eau potable.....	33
1.8.2 Effets des traitements sur les cyanotoxines.....	37
1.9 L'ÉTAT DES CONNAISSANCES AU QUÉBEC .....	40
2. LES ZONES D'ÉTUDE.....	42
2.1 LE BASSIN DE LA RIVIÈRE L'ASSOMPTION .....	42
2.2 LE BASSIN DE LA RIVIÈRE CHÂTEAUGUAY .....	46
2.3 LE BASSIN DE LA RIVIÈRE YAMASKA .....	51
2.4 LES USINES DE TRAITEMENT D'EAU POTABLE .....	56
2.4.1 Le bassin de la rivière L'Assomption.....	56
2.4.2 Le bassin de la rivière Yamaska .....	59
3. MÉTHODOLOGIE .....	59
3.1 LOCALISATION ET FRÉQUENCE DES ÉCHANTILLONNAGES .....	61
3.2 IDENTIFICATION ET DOSAGE DES CYANOTOXINES .....	68
3.3 DOSAGE DU PHOSPHORE RÉACTIF DISSOUS .....	69
3.4 IDENTIFICATION ET ÉNUMÉRATION DES CYANOBACTÉRIES.....	70
4. RÉSULTATS .....	72
4.1 OBSERVATIONS SUR LE TERRAIN .....	72
4.1.1 Bassin de la rivière L'Assomption .....	72
4.1.2 Bassin de la rivière Châteauguay .....	73
4.1.3 Bassin de la rivière Yamaska .....	75
4.2 LA TEMPÉRATURE DE L'EAU .....	79
4.2.1 Bilan météorologique de l'été 2000.....	81
4.3 LE PHOSPHORE DISSOUS.....	81
4.4 L'ANATOXINE-A ET LES MICROCYSTINES.....	83

**Présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois tributaires du fleuve Saint-Laurent :  
risques à la santé publique**

4.4.1	<i>L'anatoxine-a</i> .....	83
4.4.2	<i>Les microcystines</i> .....	83
4.5	LES CYANOBACTÉRIES TOXIQUES .....	87
5.	DISCUSSION .....	92
5.1	L'EFFET DES FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX SUR LA PRÉSENCE DES PROLIFÉRATIONS DE CYANOBACTÉRIES ET DES MICROCYSTINES .....	92
5.2	DÉNOMBREMENT, DISTRIBUTION GÉOGRAPHIQUE ET TEMPORELLE DES ESPÈCES TOXIQUES .....	97
5.3	CONCENTRATIONS, DISTRIBUTION GÉOGRAPHIQUE ET TEMPORELLE DES MICROCYSTINES .....	98
5.4	LE RISQUE DANS LES EAUX DE RÉCRÉATION (INGESTION ET CONTACT CUTANÉ) .....	101
5.5	LE RISQUE DÉCOULANT DE L'INGESTION DE L'EAU POTABLE .....	102
6.	CONCLUSION ET PERSPECTIVES .....	104
7.	RÉFÉRENCES .....	109
	ANNEXES .....	119
	ANNEXE 1 : PHOTOGRAPHIES .....	121
PHOTOGRAPHIE 1.	IMPORTANTE PROLIFÉRATION DE CYANOBACTÉRIES AVEC PRÉSENCE D'ÉCUME (YAMASKA NORD, RÉSERVOIR LEMIEUX, VILLE DE GRANBY, 28 AOÛT) .....	122
PHOTOGRAPHIE 2.	MACROPHOTOGRAPHIE DE L'ÉCUME SÉCHANT SOUS L'EFFET DU SOLEIL (YAMASKA NORD, RÉSERVOIR LEMIEUX, VILLE DE GRANBY, 28 AOÛT) .....	123
PHOTOGRAPHIE 3.	LA RIVIÈRE DE L'ACHIGAN PRÈS DE LA PRISE D'EAU DE LA MUNICIPALITÉ DE L'ÉPIPHANIE (24 JUILLET) .....	124
PHOTOGRAPHIE 4.	UTILISATION AGRICOLE DU RIVAGE DE LA RIVIÈRE DE L'ACHIGAN 1,5 KM EN AMONT DE LA PRISE D'EAU DE LA MUNICIPALITÉ DE L'ÉPIPHANIE (24 JUILLET).....	124
PHOTOGRAPHIE 5.	IMPORTANT DÉVELOPPEMENT VÉGÉTAL DANS LA ZONE DU MARAIS SUBMERGÉ DANS LE BASSIN DE SAINTE-MARTINE, NOTAMMENT COMPOSÉ D'ÉLODÉE DU CANADA ( <i>ELODEA CANADENSIS</i> ), DE MYRIOPHYLLE DE SIBÉRIE ( <i>MYRIOPHYLLUM SIBIRICUM</i> ) AINSI QUE DE MOUSSES AQUATIQUES ET D'ALGUES NON IDENTIFIÉES (16 AOÛT).....	125
PHOTOGRAPHIE 6.	IMPORTANTE CROISSANCE DE LA LENTILLE AQUATIQUE ( <i>LEMNA MINOR</i> ) DANS LA RIVIÈRE DES ANGLAIS PRÈS DE HOWICK (16 AOÛT).....	125
PHOTOGRAPHIE 7.	PROLIFÉRATION AVEC ÉCUME À L'EXUTOIRE DU LAC BROME (19 SEPTEMBRE).....	126
PHOTOGRAPHIE 8.	PROLIFÉRATION AVEC ÉCUME DANS LA RIVIÈRE YAMASKA PRÈS DE LA PRISE D'EAU DE LA MUNICIPALITÉ DE BROMONT (19 SEPTEMBRE) .....	126
PHOTOGRAPHIE 9.	<i>ANABAENA LEMMERMANNII</i> (SECTEUR BROMONT); FILAMENT INCURVÉ COMPRENANT UNE QUINZAINÉ DE CELLULES (DIAMÈTRE D'UNE CELLULE $\approx 6 \mu\text{m}$ ; GROSSISSEMENT, 1 500) .....	127
PHOTOGRAPHIE 10.	<i>MICROCYSTIS WESENBERGII</i> (SECTEUR BROMONT); COLONIE DE QUELQUES DIZAINES DE CELLULES ENVELOPPÉE D'UNE GAINÉ DE MUCILAGE (DIAMÈTRE D'UNE CELLULE $\approx 7,5 \mu\text{m}$ ; GROSSISSEMENT, 1 500) .....	127
PHOTOGRAPHIE 11.	<i>ANABAENA SPIROIDES</i> VAR <i>CRASSA</i> (LAC WATERLOO); FILAMENT SPIRALÉ COMPRENANT PLUSIEURS DIZAINES DE CELLULES (GROSSISSEMENT, 250) .....	128
PHOTOGRAPHIE 12.	<i>APHANIZOMENON FLOS-AQUAE</i> (RÉSERVOIR CHOINIÈRE); FILAMENT DROIT COMPRENANT REPRÉSENTANT UNE SEULE CELLULE (DIAMÈTRE D'UNE CELLULE $\approx 3,7 \mu\text{m}$ ; GROSSISSEMENT, 1 500).....	128
	ANNEXE 2 : COORDONNÉES DES USINES DE TRAITEMENT DE L'EAU POTABLE.....	129
	ANNEXE 3 : RÉSULTATS BRUTS DE L'IDENTIFICATION ET DE L'ÉNUMÉRATION DES CYANOBACTÉRIES POUR NEUF STATIONS DU BASSIN DE LA YAMASKA (23 ÉCHANTILLONS) .....	132

Présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois tributaires du fleuve Saint-Laurent :  
risques à la santé publique

---

## 1. LES CYANOBACTÉRIES ET LEURS TOXINES : REVUE DE LITTÉRATURE

Cette première section résume l'essentiel des connaissances les plus récentes acquises quant à la présence des cyanobactéries dans les régions habitées, la nature de leurs toxines, leurs effets sur la santé ainsi que l'évaluation du risque.

### 1.1 Les cyanobactéries

Les cyanobactéries, aussi appelées algues bleues, sont des bactéries photosynthétiques qui se répartissent en quelques 150 genres totalisant environ 2000 espèces. D'abord classées comme des algues (organismes eucaryotes), des études plus poussées de leur ultrastructure ont permis de les intégrer dans le grand groupe des organismes procaryotes (sans noyau cellulaire), compte tenu de leur similitude avec les bactéries Gram négatif. Les deux types de classification sont cependant encore en vigueur, ces organismes pouvant être indifféremment appelés cyanobactéries ou algues bleues (Duy *et al*, 2000; Tandeau de Marsac, 1991).

Les cyanobactéries tolèrent bien les environnements extrêmes (chaleur et froid intenses, sécheresse, pH acides ou alcalins) et elles sont présentes dans tous les environnements, depuis les glaces polaires jusqu'aux régions désertiques et même dans les eaux chaudes des geysers (Lee, 1999; Prescott *et al*, 1995). Ces bactéries ont une dimension de 3 à 10  $\mu\text{m}^1$  diamètre pouvant être, dans l'eau, sous forme unicellulaire ou s'agglutiner dans un mucilage pour former des colonies de plusieurs milliers de cellules. La présence de cette enveloppe mucilagineuse leur permet de survivre aux conditions environnementales difficiles (Bergey's, 1984; Van den Hoek *et al*, 1995).

### 1.2 Les facteurs qui favorisent leur prolifération

La présence de phosphore est essentielle pour la croissance et la prolifération des cyanobactéries alors que celle de l'azote est facultative, certaines espèces étant capable de fixer l'azote atmosphérique. Le phosphore est identifié comme étant la substance critique puisqu'il est habituellement l'élément limitant en milieu aquatique dulcicole (Prairie et Soucisse, 1999). En étudiant l'effet de plusieurs facteurs environnementaux sur la croissance de cyanobactéries, une forte corrélation positive a été notée avec la concentration en phosphore soluble dans l'eau (Eynard *et al*, 2000; Jacoby *et al*, 2000). Kotak *et al* (2000) ont montré qu'un

---

<sup>1</sup> Micromètre =  $10^{-6}$  mètre

rapport azote/phosphore (N:P) de 5 ou moins est clairement associé aux proliférations de cyanobactéries, montrant ainsi l'importance du phosphore, le rapport habituellement existant dans une eau naturelle non polluée étant de plus de 30 (Smith, 1983). Cette observation est confirmée par Kotak *et al* (2000) qui, sur la base de données recueillies durant cinq ans, ont établi une corrélation significative ( $p < 0,005$ ;  $r = 0,45$ ) entre la biomasse d'une espèce toxique, *Microcystis aeruginosa*, et le phosphore total.

Dans ce contexte, le rejet de substances nutritives inorganiques, provenant de stations d'épuration d'eaux usées municipales ou d'activités agricoles, est susceptible de favoriser la prolifération des algues microscopiques et celle des cyanobactéries (Coote et Gregorich, 2000; Duy *et al*, 2000). Il a d'ailleurs été démontré que les cyanobactéries sont particulièrement actives dans les eaux polluées et eutrophes (Heinrich et Hergt, 1993). Néanmoins, des proliférations de cyanobactéries ont été observées dans des lacs classifiés comme oligotrophes et mésotrophes (Blais, 2001). Cette capacité d'utiliser le phosphore fait d'ailleurs l'objet de recherches depuis plusieurs années, avec des espèces de cyanobactéries non toxiques, dans le cadre de la mise au point de traitements tertiaires des eaux usées (Chevalier *et al*, 2000).

L'intensité lumineuse à la surface de l'eau<sup>2</sup> varie habituellement de 700 à 1 000  $\mu\text{moles quanta/cm}^2$  (soit 7 000 à 10 000 lux ou 70 à 100  $\text{W/m}^2$ ); la croissance de la plupart des cyanobactéries est cependant inhibée lorsqu'elles sont soumises en permanence à une intensité supérieure à 320  $\mu\text{moles quanta/cm}^2$  (Chorus et Bartram, 1999). Plusieurs espèces possèdent toutefois des vésicules gazeuses qui leur permettent d'ajuster leur position (flottabilité) dans l'eau, leur permettant ainsi de s'éloigner de la surface pour ne pas être soumises à une intensité lumineuse trop forte.

En ce qui concerne l'effet de la température, on peut noter une augmentation du taux de croissance jusqu'à environ 35 °C, bien que la température optimale se situe habituellement entre 20 et 25 °C, ce qui n'empêche toutefois pas la croissance à une température de l'ordre de 10 °C pour plusieurs espèces (Tang *et al*, 1997). Dans l'hémisphère nord, la croissance des cyanobactéries se manifeste surtout à partir du milieu de l'été, lorsque la température de l'eau atteint 20 °C.

La prolifération excessive de cyanobactéries, phénomène aussi appelé « fleur d'eau » ou plus spécifiquement « floraison » (« bloom » en langue anglaise), peut donner à l'eau une couleur

---

<sup>2</sup> En été dans les régions tempérées

Présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois tributaires du fleuve Saint-Laurent :  
risques à la santé publique

---

verdâtre, bleue ou turquoise et parfois une texture quasi visqueuse avec formation de croûte en surface, surtout dans des secteurs où il y a très peu de mouvement en surface (photographie 1, annexe 1). Lorsque les proliférations se concentrent à la surface il peut y avoir formation d'une écume bleue ou verte dont la surface tend à sécher au soleil (photographie 2, annexe 1). La formation de l'écume est un phénomène surtout nocturne car elle découle de l'incapacité des micro-organismes à diminuer leur flottabilité durant la nuit, ce qui amène leur concentration près de la surface (Chorus et Bartram, 1999); cette écume peut cependant être déplacée par le vent ou le courant (Duy *et al.*, 2000; Santé Canada, 1998). Il faut toutefois noter que l'absence d'écume en surface ne signifie pas qu'il y a absence de prolifération, cette dernière pouvant être répartie uniformément dans la colonne d'eau; une coloration verdâtre de l'eau peut alors servir d'indicateur. Une certaine expérience est toutefois requise pour bien relier une couleur anormale à une prolifération de cyanobactéries, ce qui limite malheureusement l'identification des proliférations par des spécialistes ou des personnes formées.

### 1.3 Les cyanotoxines

Les cyanobactéries produisent des substances toxiques, les cyanotoxines, désignées comme étant des métabolites secondaires qui sont des composés non essentiels pour la croissance ou la survie immédiate des micro-organismes. Les antibiotiques et la plupart des toxines microbiennes, telles les mycotoxines (par exemple, les aflatoxines), sont considérés comme des métabolites secondaires. La quantité de cyanotoxines synthétisée dans le milieu intracellulaire (notamment dans le cas des microcystines) serait directement liée au taux de croissance des cyanobactéries. Un rapport avec le processus de la photosynthèse a ainsi été établi, sans que le lien entre les cyanotoxines et la chlorophylle ait pu être clarifié (Long *et al.*, 2001).

Le rôle écologique des cyanotoxines n'a pas été précisément déterminé, mais trois hypothèses sont retenues (Paerl et Millie, 1996) : 1) ces composés seraient impliqués dans certains processus, notamment la biosynthèse ou le catabolisme de pigments; 2) ces substances favoriseraient une association (mutualisme) avec certaines bactéries aquatiques dans le but de former des consortiums microbiens bénéfiques; 3) à l'instar des antibiotiques, les cyanotoxines pourraient procurer un rôle compétitif aux cyanobactéries en leur permettant d'éliminer d'autres organismes (bactéries, phytoplancton, zooplancton, etc.). La dernière hypothèse est cependant difficile à étayer dans la mesure où les cyanotoxines sont surtout intracellulaires (endotoxines), contrairement aux antibiotiques.

## Facteurs favorisant la synthèse des toxines

### *Température et intensité lumineuse*

La température de l'eau pourrait être un facteur favorisant la production de cyanotoxines; une inhibition est habituellement notée vers 30 °C, alors que la synthèse serait favorisée aux environs de 20 °C (Rapala et Sivonen, 1998). Kotak *et al* (2000) ont cependant montré qu'il n'y avait pas de corrélation ( $r = 0,00$ ) entre ce paramètre et la production d'une microcystine spécifique. Des proliférations de cyanobactéries, avec production de toxines, peuvent se développer en concentration suffisante, à une température de 15 °C, pour empoisonner du bétail (Frazier *et al*, 1998).

Quant à l'effet de l'intensité lumineuse, des études ont démontré une inhibition de la synthèse à faible luminosité, alors que d'autres ont plutôt mis en évidence une inhibition à forte intensité (Duy *et al*, 2000; Kotak *et al*, 2000; Rapala et Sivonen, 1998; Watanabe et Oishi, 1985). Kotak *et al* (2000), ainsi que Tsuji *et al* (1996), ont montré qu'il y avait une très bonne corrélation ( $p < 0,005$ ;  $r = 0,48$ ; données statistiques non fournies par Tsuji *et al*) entre la concentration en chlorophylle «a» et celle de la microcystine-LR (voir plus loin pour une description des types de microcystines) dans plusieurs lacs. Cette relation doit cependant être interprétée avec prudence dans la mesure où toutes les cyanobactéries et les algues microscopiques, toxiques ou non, contribuent à la présence de chlorophylle «a». Par ailleurs, la découverte récente de deux gènes impliqués dans la transcription et la synthèse d'une toxine, la microcystine-LR, a aussi mis en évidence l'influence de l'intensité lumineuse sur cette synthèse; la production de la toxine serait favorisée par de faibles intensités, de l'ordre de 40 à 70  $\mu\text{moles quanta/cm}^2\cdot\text{seconde}$ , lorsque les cyanobactéries arrivent à la fin de leur phase de croissance active (exponentielle) (Kaebernick *et al*, 2000). L'absence de consensus sur l'effet de la température et de l'intensité lumineuse ne permet pas de considérer actuellement ces paramètres comme jouant un rôle définitif dans la synthèse des cyanotoxines.



Présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois tributaires du fleuve Saint-Laurent :  
risques à la santé publique

---

### *Les substances nutritives*

Une corrélation positive existe avec une augmentation de la concentration de phosphore qui stimule le métabolisme microbien, plus particulièrement les voies métaboliques responsables de la synthèse des toxines qui exigent la présence de composés énergétiques phosphorés comme l'ATP (Sivonen, 1990; Rapala et Sivonen, 1998). Kotak *et al* (2000) ont établi une corrélation très significative ( $p < 0,005$ ;  $r = 0,54$ ) entre la concentration de phosphore total et celle de la microcystine-LR libre dans l'eau. Cette observation est confirmée par une autre corrélation entre le rapport N/P et la concentration intracellulaire de la toxine ( $p < 0,02$ ;  $r^2 = 0,70$ ), démontrant le rôle primordial du phosphore.

### *Cyanobactéries produisant des cyanotoxines; classes de cyanotoxines*

Plusieurs genres de cyanobactéries comprenant des espèces synthétisant des toxines ont été identifiés, les plus communs étant *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Nodularia*, *Nostoc* et *Oscillatoria* (*Planktothrix*)<sup>3</sup>. Ces genres ont la capacité de proliférer abondamment, d'engendrer des floraisons et de l'écume de surface (Duy *et al*, 2000).

Trois grandes classes de cyanotoxines ont été identifiées : les neurotoxines, les hépatotoxines et les endotoxines de nature lipopolysaccharidique (Carmichael, 1992). Les neurotoxines comprennent l'anatoxine-a, l'anatoxine-a(s), la saxitoxine ainsi que la néosaxitoxine. Les hépatotoxines regroupent les microcystines, la nodularine et la cylindrospermopsine. Quant aux endotoxines de nature lipopolysaccharidique (endotoxines LPS), ce sont des molécules structurales de la membrane cellulaire. Le tableau 1 présente la liste des espèces synthétisant des neurotoxines et le tableau 2 celle des hépatotoxines. Quant aux endotoxines LPS, la majorité des cyanobactéries en produisent.

Ces listes ne sont pas exhaustives car les données disponibles sur la production des toxines sont encore incomplètes. De nouvelles espèces s'ajouteront éventuellement alors que l'on pourra valider la production de toxines par certaines d'entre elles. Il existe ainsi près d'une trentaine d'espèces qui pourraient synthétiser des cyanotoxines dont la nature n'a pas été confirmée. Parmi elles, citons *Coelosphaerium kuetzingianum*, *Gomphosphaeria lacustris*,

---

<sup>3</sup> Le genre *Oscillatoria* a été renommé *Planktothrix*.

Présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois tributaires du fleuve Saint-Laurent :  
risques à la santé publique

*Gomphosphaera nageliana*, *Gloeotrichia echinulata*, *Lyngbya majuscula*, *Oscillatoria (Planktothrix) formosa*, *Pseudoanabaena catenata* et *Schizotrix calcicola* (Yoo et al, 1995).

**Les neurotoxines**

Comme leur dénomination l'indique, ces toxines agissent principalement sur le système nerveux. On en compte au moins trois types (tableau 1), dont la plus connue est l'anatoxine-a qui est surtout retrouvée en Amérique du Nord (Rapala et Sivonen, 1998; WHO, 1998a). La saxitoxine et la néosaxitoxine sont des molécules principalement synthétisées par des dinoflagellés du genre *Gonyaulax* (algues microscopiques marines) et qui sont responsables d'intoxications alimentaires suite à la consommation de fruits de mer. On a cependant mis en évidence la synthèse de ces composés par quelques cyanobactéries, notamment *Aphanizomenon flos-aquae*. Les neurotoxines agissent en bloquant les canaux ioniques permettant le transport actif primaire dans la paroi cellulaire (notamment la pompe à sodium) (Codd et al, 1999).

Tableau 1. Cyanobactéries reconnues pour produire des neurotoxines<sup>a</sup>

TYPE DE NEUROTOXINES	GENRES OU ESPÈCES
Anatoxine-a	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Anabaena solitaria planctonica</i> <sup>b</sup> <i>Anabaena spiroides</i> var. <i>crassa</i> <i>Anabaena circinalis</i> <i>Anabaena variabilis</i> <i>Aphanizomenon</i> sp. <i>Oscillatoria (Planktothrix)</i> sp.
Anatoxine-a(s)	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Anabaena lemmermanni</i>
Saxitoxine et néosaxitoxine	<i>Anabaena circinalis</i> <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> <i>Lyngbya wollei</i>

<sup>a</sup> D'après Chorus et Bartram (1999), Duy et al (2000) et Yoo et al (1995).

<sup>b</sup> Ne pas confondre *A solitaria planctonica* avec *A. planctonica*, deux espèces distinctes.

Présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois tributaires du fleuve Saint-Laurent :  
risques à la santé publiqueTableau 2. Cyanobactéries reconnues pour produire des hépatotoxines<sup>a</sup>

TYPE D'HÉPATOTOXINE	ESPÈCE
Cylindrospermopsine	<i>Aphanizomenon ovalisporum</i> <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> <i>Umezakia natans</i>
Microcystines	<i>Anabaena circinalis</i> <i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Anabaena lemmermannii</i> <i>Anabaena variabilis</i> <i>Anabaenopsis milleri</i> <i>Aphanizomenon flos aquae</i> <sup>b</sup> <i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Microcystis viridis</i> <i>Microcystis wesenbergii</i> <i>Nostoc rivulare</i> <i>Oscillatoria (Planktothrix) acutissima</i> <i>Oscillatoria (Planktothrix) agardhii/rubescens</i> <i>Oscillatoria (Planktothrix) limosa</i>
Nodularine	<i>Nodularia spumigena</i>

<sup>a</sup> D'après Chorus et Bartram (1999), Duy et al (2000) et Yoo et al (1994).

<sup>b</sup> Cette espèce peut synthétiser une petite quantité de microcystines (Duy et al, 2000; Y. Prairie, Université du Québec à Montréal, communication personnelle).

L'anatoxine et la saxitoxine comptent parmi les neurotoxines les plus puissantes connues. Toutefois, elles ne sont jamais présentes en concentration aussi importante et à une fréquence aussi élevée que les hépatotoxines. Dans les proliférations de cyanobactéries, mêmes celles avec présence d'écume, la concentration des neurotoxines atteint rarement le seuil toxique pour l'humain. Dans ce contexte, on considère donc qu'elles représentent un risque global de moindre importance que les hépatotoxines (WHO, 1998a).

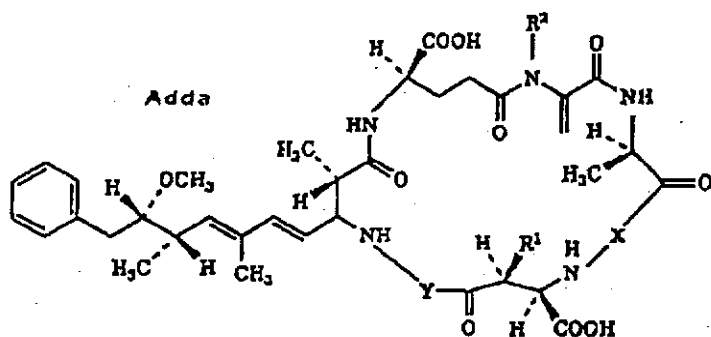
### Les hépatotoxines

Comme l'indique leur nom générique, ces cyanotoxines se concentrent surtout dans le foie où elles provoquent leurs effets les plus importants. Parmi les hépatotoxines, les microcystines (MC) ont suscité la plus grande part de l'attention, compte tenu de leur répartition planétaire et de leur persistance environnementale. Les microcystines comptent au moins 60 analogues structuraux (congénères). Ce sont des heptapeptides cycliques dont la structure de base contient sept acides aminés dont plusieurs sont différents de ceux qui forment les constituants habituels des protéines chez les mammifères ou les végétaux supérieurs. Les microcystines ont une structure moléculaire de base chimiquement définie comme suit : cyclo-D-alanine-L-R<sub>1</sub>-érythro-β-méthyl-D-acide isoaspartique-L-R<sub>2</sub>-Adda-D-acide isoglutamique-N-méthyl-déhydro-

**Présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois tributaires du fleuve Saint-Laurent : risques à la santé publique**

alanine (Lam *et al*, 2000) (figure 1). Le terme Adda est un acronyme dérivant une structure spécifique aux microcystines formant la chaîne latérale de la molécule. Cette chaîne latérale, ainsi que d'autres portions de la molécule, peuvent subir de nombreuses substitutions ou modifications, telles des déméthylations de certains acides aminés, donnant ainsi naissance à plusieurs variations au sein de chacun des 60 analogues structuraux (Chorus et Bartram, 1999; Codd *et al*, 1999; Rinehart *et al*, 1994).

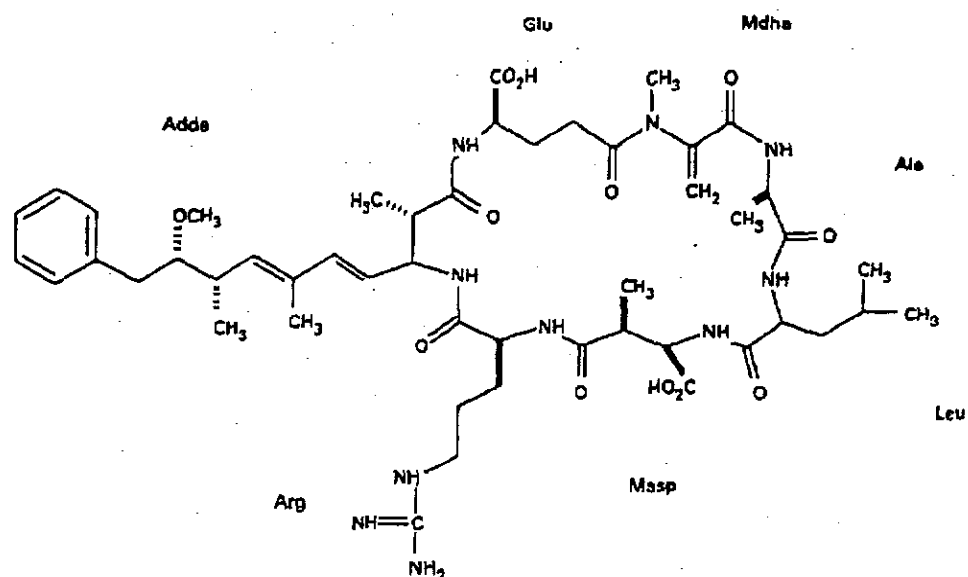
Les caractéristiques qui permettent de distinguer chacun des 60 analogues structuraux de base reposent sur la présence d'un certain nombre d'acides aminés pouvant se substituer, en couple, en deux endroits précis de la structure de base (les points X et Y apparaissant sur la figure 1).



**Figure 1 : Structure générale des microcystines**

Les acides aminés les plus fréquemment identifiés sont la leucine (L), l'arginine (R) et la tyrosine (Y) (Carmichael, 1988). La plus répandue et la plus étudiée des microcystines est la MC-LR (leucine-arginine) (figure 2) qui est considérée comme la cyanotoxine type de ce groupe, étant presque toujours présente dans une prolifération (Rinehart *et al*, 1994; Santé Canada, 1998). Deux autres microcystines, soient la MC-RR (arginine-arginine) et la MC-YR (tyrosine-arginine), doivent aussi être considérées, compte tenu de leurs effets toxiques qui seraient de même nature et de même amplitude que ceux de la MC-LR. Elles sont toutefois moins répandues (Carmichael, 1992).

Présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois tributaires du fleuve Saint-Laurent :  
risques à la santé publique



Légende : Glu, glutamine; Ala, alanine; Leu, leucine; Arg, Arginine; Adda, Mda et Masp sont des acides aminés spécifiques aux microcystines.

Figure 2 : Structure de la microcystine-LR.

### La nodularine

Cette toxine a une structure moléculaire similaire aux microcystines et elle est produite par une seule espèce (tableau 2). Ses effets physiologiques sont semblables à ceux des microcystines; elle est cependant plutôt rare et peu persistante dans l'environnement (Rinehart, 1988).

### La cylindrospermopsine

La cylindrospermopsine a une structure différente des deux autres groupes d'hépatotoxines et un poids moléculaire plus faible. Cette toxine est principalement sécrétée par deux cyanobactéries, *Cylindrospermopsis raciborskii* et *Umezakia natans* (Eaglesham *et al*, 1999; Falconer *et al*, 1999, Seawright *et al*, 1999). Ces espèces sont surtout présentes dans les régions tropicales, mais on les rapporte de plus en plus en Europe du Nord (WHO, 1998a). *C. raciborskii* a été identifiée dans la région d'Ottawa (P. Hamilton, Musée canadien de la nature, communication personnelle).

### **Les lipopolysaccharides (ou endotoxines LPS)**

Les lipopolysaccharides sont des constituants de la partie extérieure de la paroi cellulaire des bactéries Gram négatif ainsi que de celle de la plupart des cyanobactéries. Chez les cyanobactéries, la présence de ces lipopolysaccharides est indépendante du fait qu'une espèce soit reconnue ou non pour synthétiser des cyanotoxines (Keleti *et al*, 1979). Plusieurs bactéries, comme les salmonelles et *E. coli*, possèdent de telles endotoxines dont le potentiel toxique est toutefois plus important que celui des cyanobactéries (Chorus et Bartram, 1999). Peu de travaux ont été effectués pour caractériser la présence d'endotoxines LPS chez les cyanobactéries, mais des études effectuées dans les années 1970 ont permis d'établir leur localisation chez les espèces suivantes : *Anabaenae variabilis* (Weckesser *et al*, 1974), *Anacystis nidulans* (Weise *et al*, 1970), *Phormidium* sp. (Mikheyskaya *et al*, 1977) et *Schizothrix calcicola* (Keleti *et al*, 1979).

### **Autres cyanotoxines**

Certaines espèces de cyanobactéries marines, telles *Lyngbya majuscula*, *Oscillatoria* (*Planktothrix*) *nigroviridis* ainsi que certaines souches de *Schizothrix calcicola*, peuvent produire des toxines provoquant des dermatites sévères ainsi que des réactions inflammatoires du tractus gastro-intestinal. Certaines toxines, comme les aplysiotoxines et la debromoaplysiatoxine, sont aussi reconnues pour leur activité de promotion tumorale (Chorus et Bartram, 1999).

## **1.4 Présence des cyanotoxines dans l'environnement aquatique**

La répartition environnementale des neurotoxines a fait l'objet de peu d'études, mais il a été démontré que plusieurs sont relativement instables car elles se décomposent sous l'effet de la lumière solaire et d'un pH alcalin; l'anatoxine-a, par exemple, aurait une demi-vie d'environ une à deux heures (Stevens et Krieger, 1991).

Quant aux microcystines, elles se distinguent par leur persistance environnementale. Compte tenu de leur répartition planétaire, elles ont fait l'objet d'études plus systématiques et leur présence est rapportée dans un nombre croissant de pays. Ainsi, la MC-LR était la toxine dominante dans 12 proliférations échantillonnées dans des lacs, des réservoirs et des rivières du Portugal (Vasconcelos *et al*, 1996). Des observations similaires ont été faites avec des

Présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois tributaires du fleuve Saint-Lauren  
risques à la santé publique

échantillons prélevés dans des lacs du Japon où le genre *Microcystis* (produisant le microcystines) pouvait représenter jusqu'à 99% de la biomasse des micro-organismes photosynthétiques dans certaines proliférations (Watanabe *et al*, 1992). Par ailleurs, dans deux lacs japonais utilisés comme source d'eau potable par cinq millions de personnes, des concentrations de MC-LR et MC-RR variant de 0,02 à 2,63 µg/L ont été enregistrées durant l'été (Tsuji *et al*, 1996). En Bretagne, 86% des échantillons prélevés dans divers milieux (lacs, rivières, étangs fermiers et réservoirs) contenait l'espèce *Microcystis aeruginosa* et, dans 70% d'entre eux, la MC-LR a été détectée (Vezie *et al*, 1997). Plus récemment, les microcystines-LF, -RR et -YR étaient identifiées dans trois étangs belges, près de Liège, après que des mortalités inexplicables d'oiseaux eurent été observées (Wirsing *et al*, 1998). Des microcystines ont aussi été détectées dans 11 lacs et réservoirs germaniques où le genre *Microcystis* et les espèces *Oscillatoria (Planktothrix) agardhii* et *O. rubescens* étaient présentes (Fastner *et al*, 1999). Toujours en Allemagne, la présence de cyanobactéries toxiques et de microcystines a été rapportée dans des lacs associés à trois rivières servant à approvisionner la ville de Berlin en eau potable. Des concentrations de 0,1 à 1,7 µg/L en microcystines libres dans l'eau ont été quantifiées (Fromme *et al*, 2000).

En Alberta, la collecte d'échantillons dans 39 proliférations, prélevées dans des lacs, des réservoirs et des étangs fermiers, a révélé la présence de la MC-LR dans 37 d'entre elles (Kotak *et al*, 1993); de plus, des concentrations de microcystines de l'ordre de 0,15 à 4,3 µg/L ont été détectées dans l'eau brute de deux sources d'approvisionnement en eau potable de cette province. À Winnipeg (Manitoba), la présence de MC-LR (limite de détection 0,05 µg/L) a été notée, en 1993, dans le lac Shoal, qui se déverse dans un réservoir servant à l'approvisionnement en eau pour la municipalité. En 1995, l'examen de 160 lieux d'approvisionnement en eau potable du sud-ouest manitobain a révélé que 70% d'entre eux contenait de la MC-LR dans l'eau brute (limite de détection de 0,1 µg/L) (Santé Canada, 1998).

Les microcystines sont des molécules non volatiles conservant leur stabilité jusqu'à une température de 300 °C (Duy *et al*, 2000). Elles sont conséquemment relativement persistantes dans l'environnement, jusqu'à 21 jours selon Jones *et al* (1993). Cependant, Tsuji *et al* (1995) ont noté que les microcystines sont photodégradables et, lorsque le processus s'amorce, il est relativement rapide, 95% de la concentration initiale disparaissant en 3 à 4 jours (Duy *et al*, 2000). Cette biodégradation ne serait toutefois pas uniquement attribuable au rayonnement

NOV 28 2002 11:33 DE FRACTIONNÉ L'ANALYTIQUE 034 0101 101712017 1 10 01

**Présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois tributaires du fleuve Saint-Laurent :  
risques à la santé publique**

---

solaire (notamment dans la portion du spectre ultraviolet), mais également à la présence de certaines bactéries naturellement présentes dans le milieu aquatique (Jones et Orr, 1994).

Toxines intracellulaires (endotoxines), les microcystines sont stockées à l'intérieur des cellules qui les produisent. Dans les études en laboratoire, la libération des toxines survient principalement lorsque les cyanobactéries vieillissent, meurent ou libèrent de façon passive leur contenu (Santé Canada, 1998). Elles peuvent également être relarguées dans le milieu par l'emploi d'un algicide (Carmichael, 1992). Ainsi, en 1993, l'eau potable de la ville de Winnipeg a été contaminée par la MC-LR, à une concentration variant entre 0,4 et 0,55 µg/L, consécutivement à la destruction d'une prolifération avec un algicide (Santé Canada, 1998).

Dans les régions tempérées, une lyse cellulaire massive pourrait être naturellement plus importante à l'approche de l'hiver qui favorise la mortalité des micro-organismes. Durant ces périodes, des concentrations de microcystines, libres dans l'eau, de l'ordre de 0,06 à 0,2 µg/L ont été notées dans un lac de Finlande (Lahti *et al.*, 1997) alors que dans le deuxième plus grand lac du Japon (Kasumigaura) une concentration de 1,1 µg/L a déjà été détectée en automne (Watanabe *et al.*, 1992). Les travaux de Jacoby *et al.* (2000) et de Kotak *et al.* (1996), effectués dans le nord-ouest des États-Unis (état de Washington) et dans le sud canadien (Alberta), ont cependant montré que les concentrations maximales de microcystines et de cyanobactéries toxiques étaient notées entre le début de juillet et la mi-septembre, observations confirmées par Tsuji *et al.* (1996).

La libération des toxines intracellulaires dans l'eau peut aussi découler de la présence de phénomènes biologiques particuliers. Les cyanobactéries peuvent ainsi être lysées par différentes espèces bactériennes, phénomène qui peut mettre un terme à l'existence d'une prolifération. Cette activité lytique, connue depuis les années 1960 et causée par des protéases, des glucosamidases ainsi que des endopeptidases, a été mise en évidence au lac Brome en 1998 alors que des bactéries du genre *Cytophaga* ont été récoltées et ont manifesté, en laboratoire, la capacité de lyser *Anabaena flos-aquae* ainsi que des espèces appartenant aux genres *Anacystis* et *Synechococcus*. Puisqu'il appert que ces bactéries peuvent jouer un rôle dans la disparition des proliférations, cet aspect doit être pris en compte parmi les facteurs naturels pouvant entraîner le relargage de toxines dans l'eau (Rashidan et Bird, 2001).



## 1.5 Méthodes de détection et d'identification des cyanotoxines

La recherche des cyanotoxines dans l'environnement peut se faire avec des méthodes de détection, c'est-à-dire l'estimation globale de toutes les toxines présentes dans un milieu donné, ou par des méthodes d'identification qui permettent de connaître plus précisément le type de toxines. Pour chacune de ces approches, il existe un certain nombre de techniques qui sont succinctement décrites dans les paragraphes qui suivent. Compte tenu de l'importance accordée aux microcystines, ces molécules ont fait l'objet d'un effort de recherche plus important quant au développement des méthodes et des techniques.

### Les méthodes de détection

Les méthodes de détection permettent d'évaluer globalement le potentiel toxique ou la concentration totale des toxines, sans toutefois permettre leur identification spécifique. Les principales méthodes utilisées sont l'essai biologique avec des animaux, les tests de cytotoxicité, l'inhibition des phosphatases ainsi que le titrage avec immuno-adsorbant lié à un enzyme (ELISA) (Lam *et al.*, 2000).

Les *essais biologiques* avec des souris (Falconer, 1991; Fawell *et al.*, 1999b), des rats (Heinze, 1999) et des porcs (Falconer *et al.*, 1994) sont les premières méthodes à avoir été utilisées pour détecter la présence des cyanotoxines. La technique la plus utilisée est l'injection intrapéritonéale (i.p.) permettant de déterminer la dose létale, celle provoquant des modifications physiologiques ou celle entraînant des changements histologiques (Hooser *et al.*, 1990). Pour évaluer plus précisément les effets découlant de l'ingestion de cyanotoxines, ces dernières peuvent être incorporées dans l'eau d'abreuvement des animaux (Falconer *et al.*, 1994; Heinze, 1999). L'essai biologique avec la souris, dans le cadre d'études de toxicité, joue encore un rôle important pour mettre en évidence les doses sans effet nocif observé (DSENO – NOAEL, no observed adverse effect level, en anglais) qui sont utilisées pour évaluer le risque chez les humains (voir section 1.7) (Santé Canada, 1998). Le seuil de détection des essais biologiques est de l'ordre de quelques microgrammes par litre (Meriluoto *et al.*, 1996; Wirsing *et al.*, 1998).

Des tests de *cytotoxicité* ont été employés à quelques reprises dans les années 1985-1995, mais ils sont maintenant délaissés. La technique consiste essentiellement à mettre des hépatocytes en contact avec les toxines et à observer les changements histologiques qui en

**Présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois tributaires du fleuve Saint-Laurent :  
risques à la santé publique**

---

résultent. La sensibilité de cette méthode est du même ordre de grandeur que celle des essais biologiques (Meriluoto *et al.*, 1996).

La méthode faisant appel à l'inhibition des phosphatases a été utilisée dès les années 1980 et permettait initialement de détecter une concentration de microcystines de l'ordre de 0,1 µg/L (Lambert *et al.*, 1994a). Le perfectionnement de la méthode permet maintenant de détecter des microcystines à une concentration de l'ordre du nanogramme (ng) par litre (Eynard *et al.*, 2000). La procédure repose sur l'inhibition d'une protéine phosphatase, d'origine végétale ou animale, qui catalyse la transformation d'une phosphorylase «a» (active) en phosphorylase «b» (inactive). La première contient du phosphore radioactif (<sup>33</sup>P) qui est libéré si la protéine phosphatase n'est pas inhibée; plus il y a de toxines, moins il a de phosphore radioactif libéré (Eynard *et al.*, 2000; Meriluoto *et al.*, 1996). Sherlock *et al.* (1998) estiment que l'inhibition des phosphatases est supérieure aux autres méthodes de détection puisqu'elle ne réagit pas à certaines interférences qui pourraient donner un «faux positif» et qu'elle est aussi sensible que les méthodes faisant appel à la chromatographie. Son principal inconvénient découle de l'utilisation de matériel radioactif.

La méthode du test immuno-enzymatique (ELISA, enzyme-linked immunosorbent assay), avec des anticorps polyclonaux, a été développée au début des années 1990 pour les microcystines et permettait de détecter la MC-LR avec un seuil de sensibilité de l'ordre de 0,2 µg/L (Chu *et al.*, 1990). Le perfectionnement de la méthode s'est fait par la mise au point de techniques faisant appel à des anticorps monoclonaux, dont la spécificité est plus grande à l'égard d'un petit groupe de toxines, ce qui pourrait éventuellement en faire une méthode d'identification. Il est maintenant possible d'avoir un seuil de sensibilité de l'ordre de 0,02 µg/L pour la MC-LR (Gilroy *et al.*, 2000; Nagata *et al.*, 1999). Toutefois, les problèmes de réactivité croisée des anticorps avec plusieurs analogues structuraux des microcystines constituent actuellement un écueil pour l'identification (Meriluoto *et al.*, 1996). L'intérêt de la méthode ELISA réside cependant dans l'existence de trousse de détection rapide (30-45 minutes) et peu coûteuses.

Présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois tributaires du fleuve Saint-Laurent :  
risques à la santé publique

---

### Les méthodes d'identification

Les méthodes permettant l'identification des cyanotoxines impliquent la séparation de chaque molécule et reposent essentiellement sur des techniques chromatographique et spectrométriques : chromatographie sur couche mince (TLC), chromatographie liquide à haute performance (CLHP, ou HPLC en langue anglaise) et spectrométrie de masse. Les avantages de ces méthodes sont cependant contrebalancés par le fait qu'elles ne permettent pas la détection de l'ensemble des cyanotoxines, notamment les analogues structuraux des microcystines, compte tenu de l'absence de préparations étalons (standards) pour chacun d'eux. Actuellement, ces méthodes permettent d'identifier seulement quelques microcystines ainsi que l'anatoxine-a, la nodularine et la cylindrospermopsine.

Il existe plusieurs méthodes de CLHP, la plupart d'entre elles étant des variantes de celles développées par Harada *et al* (1988). Les premières méthodes faisaient appel à la détection avec une longueur d'onde de 238 nm, mais l'accroissement du nombre d'analogues structuraux connus implique maintenant l'emploi de techniques de détection faisant appel aux émissions par réseau de photodiodes, couplées à la détection UV (Meriluoto *et al*, 1996; Santé Canada, 1998). Les méthodes de CLHP peuvent maintenant détecter des microcystines à des concentrations seuils de l'ordre de 0,01 à 0,03 µg/L (Lahti *et al*, 1997; Rivasseau *et al*, 1998).

Une meilleure identification et un seuil de sensibilité accru peuvent être obtenus en couplant la CLHP avec la spectrométrie de masse (CHLP-SM), cette dernière reposant sur l'ionisation des molécules par bombardement d'atomes rapides (FAB, «fast atom bombardment ionization»), couramment désignée en langue anglaise par «electrospray mass spectrometry analysis». La CHLP permet d'abord la séparation des différentes cyanotoxines qui passent par la suite dans le spectromètre de masse où elles peuvent être ionisées en ions parents puis en ions fils le cas échéant; dans ce dernier cas on parle de spectrométrie de masse en tandem (SM/SM). Les fragments de molécules qui en résultent sont spécifiques à chaque sous-groupe d'analogues structuraux (Sherlock *et al*, 1998), ce qui permet une meilleure identification. Un seuil de détection plus bas est ainsi obtenu, une sensibilité de 0,001 µg/L (1 ng/L) étant possible avec la MC-LR (Poon *et al*, 1993); ce seuil n'a cependant pas encore été atteint pour d'autres groupes de cyanotoxines, comme la cylindrospermopsine dont la limite de détection est de 1 µg/L (Eaglesham *et al*, 1999).

Le tableau 3 résume les principales caractéristiques de chacune des méthodes décrites ci haut.

**Tableau 3. Seuil de sensibilité et principales caractéristiques associées aux méthodes de détection et d'identification des cyanotoxines.**

Méthode	SEUIL DE SENSIBILITÉ (DE L)	COÛTS (RÉSULTATS)	EXAMINER (TOXIQUE)	DÉTECTER (CYANOTOXINES INCONNUES)	IDENTIFIER (SPÉCIFIQUES)
Essais biologiques	1,0-10	++	+++	++	-
Tests de cytotoxicité	1,0-10	++	++	++	-
Inhibition des phosphatases	0,001-0,1	+++	++	++	-
ELISA	0,02-0,1	+++	-	-	-
CLHP	0,01-0,3	+	-	-	++
CLHP-SM	0,001-1,0	+	-	-	+++

Adapté de Chorus et Bartram (1999), Lam *et al* (2000), Meriluoto *et al* (1996)

Les différences entre les méthodes de détection et celles d'identification concernent : 1) l'évaluation de la toxicité (limitée aux méthodes de détection); 2) la détection de cyanotoxines inconnues (qui ne peut pas être réalisée avec les méthodes chromatographiques, compte tenu de l'inexistence d'étalons); 3) l'identification de cyanotoxines spécifiques qui ne peut être obtenue que par les méthodes chromatographiques. Dans ce contexte, un protocole exhaustif de recherche de cyanotoxines dans l'environnement devrait comprendre au moins une méthode de détection non spécifique, permettant de caractériser la toxicité globale, ainsi qu'une méthode d'identification.

## 1.6 Toxicologie

Les études toxicologiques sur les cyanotoxines sont relativement nombreuses, notamment à l'égard des microcystines. Cette section ne présente qu'un survol des données publiées.

### 1.6.1 Absorption et bioaccumulation : le cas des microcystines

Les principales voies d'exposition aux microcystines sont la consommation d'eau potable ou la pratique d'activités nautiques à contact primaire (baignade, plongée, ski nautique et motomarine). L'absorption par voie cutanée semble peu probable puisque les microcystines ne traversent pas facilement l'épiderme (Eriksson *et al*, 1990). Une autre voie d'absorption serait la consommation de mollusques ou de poissons contaminés puisqu'il a été démontré que des myes, en broutant du phytoplancton, pouvaient bioaccumuler la MC-LR dans l'ensemble de

## Présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois tributaires du fleuve Saint-Laurent : risques à la santé publique

### 1.9 L'état des connaissances au Québec

Au Québec, à l'exception d'un projet exploratoire effectué par le ministère de l'Environnement en 1999 et 2000, la recherche de cyanobactéries toxiques n'a jamais fait l'objet d'études spécifiques. Cependant, dans le cadre d'un recensement exhaustif de toutes les études sur les micro-organismes photosynthétiques des eaux dulcicoles du Québec (Poulin *et al.*, 1995), il est possible de dresser une liste sommaire des cyanobactéries ayant un potentiel toxique (voir plus loin dans cette section).

En ce qui concerne plus spécifiquement le fleuve Saint-Laurent, dans le tronçon allant de Cornwall (Ontario) à l'extrémité est du lac Saint-Pierre (lac fluvial), Paquet *et al.* (1998) ont identifié quelques espèces de cyanobactéries reconnues toxiques : *Anabaena solitaria planctonica*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Lyngbya major* et *Oscillatoria agardii*. L'espèce *Coelosphaerium kuetszingianum*, qui pourrait être responsable de la sécrétion d'une toxine non caractérisée (Yoo *et al.*, 1995), a également été recensée (Blais, 2001; Paquet *et al.*, 1998). Une étude plus récente, portant sur le phytoplancton du tronçon fluvial entre Cornwall et l'extrémité est de l'île de Montréal (Hudon, 2000), n'a pas permis d'identifier des espèces toxiques. Sur la base de ces études qui, faut-il le préciser, n'avaient pas pour but la recherche spécifique de cyanobactéries sécrétant des toxines, il semble que le fleuve Saint-Laurent ne serait pas un milieu propice au développement d'espèces toxiques.

L'étude préliminaire de 1999 du ministère de l'Environnement du Québec fut la première qui ait été spécifiquement orientée vers la recherche très sommaire de cyanobactéries toxiques et de microcystines au Québec (Blais, 2001). Des échantillons ont été prélevés dans cinq et sept lacs, respectivement pour les cyanobactéries et les microcystines, localisés depuis l'extrême ouest du Québec (Outaouais et Laurentides) jusqu'à la région de Rimouski. Les microcystines totales étaient déterminées avec un test dont le seuil de détection était de 0,3 µg/L. Un seul échantillon, parmi les 13 prélèvements, s'est avéré positif quant à la présence de la MC-LR. Néanmoins, sept espèces reconnues pour leur potentiel toxique avaient été : *Anabaena flos-aquae*, *Anabaena spiroides*, *Anabaena solitaria planctonica*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Oscillatoria (Planktothrix) limosa*, *Microcystis aeruginosa* et *Microcystis flos-aquae*. L'espèce *Coelosphaerium kuetszingianum* a aussi été identifiée mais son potentiel toxique n'a pas été clarifié (Yoo *et al.*, 1995). Les énumérations ont démontré que l'abondance de cyanobactéries toxiques, provenant de deux échantillons de deux lacs, a dépassé la recommandation de l'OMS

pour les activités récréatives à contact primaire (20 000 cellules/ml). La prise en compte du décompte des cyanobactéries totales indiquerait cependant un dépassement systématique du seuil de l'OMS (entre 66 000 et 216 500 cellules/mL) si la suggestion de cette organisation est suivie en tenant compte de l'ensemble des espèces pour considérer des risques pouvant découler du contact avec les endotoxines LPS de la paroi cellulaire.

Par ailleurs, les responsables de l'usine de traitement des eaux de la ville de Granby (bassin de la Yamaska) effectuent sporadiquement une identification sommaire, au genre, des cyanobactéries ainsi que le dénombrement dans l'eau brute d'alimentation. Quelques genres pouvant comprendre des espèces toxiques ont été identifiés : *Anabaena* sp., *Aphanizomenon* sp., *Lyngbya* sp. et *Oscillatoria (Planktothrix) sp* (G. Comtois, ville de Granby, communication personnelle).

Sur la base de l'étude de 1999 du ministère de l'Environnement du Québec (Blais, 2001), du recensement de Poulin *et al* (1995) et du travail de Paquet *et al* (1998), il est possible de fournir un aperçu des espèces (ou genres) de cyanobactéries reconnues toxiques identifiées au Québec (tableau 4).

Tableau 4. Liste des espèces (ou genres) de cyanobactéries reconnues toxiques identifiées dans les eaux dulcicoles du Québec<sup>a</sup>

ORDRE	GENRES OU ESPÈCES
Nostocales	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Anabaena circinalis</i> <i>Anabaena solitaria</i> var. <i>planctonika</i> <i>Anabaena spiroides</i> var. <i>crassa</i> <i>Anabaenopsis milleri</i> <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> <i>Nostoc</i> sp.
Chroococcales	<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Microcystis flos-aquae</i> <i>Nodularia spumigena</i>
Oscillatoriales	<i>Lyngbya major</i> <i>Oscillatoria (Planktothrix) agardhii</i> <i>Oscillatoria (Planktothrix) limosa</i>

<sup>a</sup> D'après Paquet *et al* (1998), Blais (2001), Poulin *et al* (1995).

**Présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois tributaires du fleuve Saint-Laurent :  
risques à la santé publique**

**4.2.1 Bilan météorologique de l'été 2000**

L'été 2000 n'a pas été à l'image des deux précédents, ceux de 1998 et 1999 ayant été particulièrement chauds. Ainsi, dans le sud-ouest québécois, la température moyenne de l'été 1999 (du 21 juin au 20 septembre) a été supérieure de 3 °C à la normale, (21,2 °C vs 18 °C) alors que les précipitations ont été supérieures de 30%. Les étés 1998 et 1999 ont été considérés comme étant parmi les plus chauds du siècle (Environnement Canada, 2000). Quant à la saison estivale 2000, elle a été qualifiée de «relativement normale» par les météorologues. Dans le sud-ouest du Québec, où se situaient les secteurs d'échantillonnage, la température moyenne estivale a été près ou légèrement inférieure (- 0,4 °C) à la normale, se situant donc entre 17 et 18 °C, ce qui est de 3 à 4 °C inférieurs à la moyenne de l'été 1999. Quant aux précipitations, elles ont été normales dans le secteur aval du bassin de la Châteauguay et de celui de la L'Assomption, mais elles ont été de 10 à 20% sous la moyenne dans l'ensemble de celui de la Yamaska. Un déficit de 50 heures d'ensoleillement a été enregistré pour la période du 21 juin au 20 septembre, de même qu'une fréquence accrue des précipitations (49 jours de pluie sur les 92 jours de la saison) sans toutefois être accompagnés d'une quantité globalement plus importante d'eau, tel que mentionné ci haut. L'été 2000 a aussi été marqué par l'absence de périodes de sécheresse ou de température très chaude, supérieures à 30 °C (Environnement Canada, 2000). Dans ce contexte, il ne faut pas exclure un effet sur la croissance des cyanobactéries, bien qu'il soit impossible de l'exprimer.

**4.3 Le phosphore dissous**

Le tableau 10 montre les concentrations de phosphore dissous réactif mesurées dans certains lieux d'échantillonnage choisis. Puisque les bassins des rivières L'Assomption et Châteauguay n'ont pas été visités après la mi-août, une seule série de données est présentée (celle de la semaine du 15 août). À noter également qu'une mauvaise conservation des échantillons, par le laboratoire d'analyse, a rendu impossible la détection du phosphore dans la presque totalité des prélèvements des 28 et 29 août dans le bassin de la Yamaska.

Présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois tributaires du fleuve Saint-Laurent :  
risques à la santé publique

Tableau 10. Concentration en phosphore réactif dissous (mg/L de P)

BASSIN	STATION	01/08	28/08	29/08
<b>L'Assomption</b>				
• L'Assomption				
	A2 (Repentigny, près prise d'eau)	0,049	- <sup>a</sup>	-
	A4 (1,5 km aval prise d'eau L'Assomption)	0,063	-	-
	A11 (Joliette, près prise d'eau)	0,067	-	-
• l'Achigan				
	A6 (L'Épiphanie, près prise d'eau)	0,071	-	-
• Ouareau				
	A9 (Crabtree, près prise d'eau)	0,058	-	-
<b>Châteauguay</b>				
• Châteauguay				
	C2 (Châteauguay, centre-ville)	0,102	-	-
	C3 (Ste-Martine, bassin)	0,070	-	-
• des Anglais				
	C5 (Howick)	0,135	-	-
<b>Yamaska</b>				
• Yamaska (cours central)				
	Y2 (Saint-Hyacinthe, près prise d'eau)	0,074	0,054	0,032
	Y6 (Franham, près prise d'eau)	0,083	0,061	0,071
	Y13 (Bromont, près prise d'eau)	0,084	- <sup>a</sup>	0,016
	Y10 (lac Brome, exutoire)	- <sup>b</sup>	-	0,027
	Y11 (lac Brome, plage Douglas)	-	-	0,010
• Yamaska Sud-Est				
	Y9 (Cowansville, près prise d'eau)	0,027	-	0,001
• Yamaska Nord				
	Y15 (lac Waterloo, exutoire)	0,077	-	0,011
	Y16 (réservoir Choinière, plage)	0,075	-	0,014
	Y18 (Granby, réservoir Lemieux)	0,076	-	0,017
• Noire				
	Y21 (Acton Vale, près prise d'eau)	0,017	0,027	0,017

<sup>a</sup> - non mesuré

<sup>b</sup> \* données faussées

Malgré le nombre restreint de données, il est apparu qu'à la mi-août la concentration en phosphore dissous dépassait largement le critère d'eutrophisation (0,03 mg/L de  $P_{tot}$  en rivière et 0,02 mg/L de  $P_{tot}$  en milieu lacustre) dans toutes les stations, à l'exception de celles de Cowansville (Yamaska Sud-Est) et d'Acton Vale (rivière Noire). Globalement, le phosphore dissous était en plus faible concentration dans le bassin de la L'Assomption alors que c'est dans les rivières Châteauguay et des Anglais (bassin de la Châteauguay) que les teneurs les plus élevées ont été mesurées. Dans le bassin de la Yamaska, c'est dans la rivière Yamaska (cours principal), prenant sa source au lac Brome, que les concentrations les plus fortes ont été notées (à la mi-août) alors que dans la Yamaska Nord, issue du lac Waterloo, les concentrations étaient un peu plus faibles. Il importe de rappeler que les valeurs obtenues dans cette étude ne représentent que la portion dissoute du phosphore (voir la section 3.3). Puisque



**Présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois tributaires du fleuve Saint-Laurent :  
risques à la santé publique**

---

le phosphore associé aux particules en suspension représente plus ou moins 40% de la concentration totale, le dépassement avec la forme dissoute seulement indique qu'il y a effectivement un problème avec cet élément (S. Primeau, ministère de l'Environnement, communication personnelle).

#### **4.4 L'anatoxine-a et les microcystines**

##### **4.4.1 L'anatoxine-a**

Bien que l'anatoxine-a ait été systématiquement recherchée, les résultats révèlent que son occurrence était beaucoup plus faible que celle des microcystines. De plus, la concentration de l'anatoxine-a a été le plus souvent sous la limite de détection et, lors de la première série d'échantillonnage (24-27 juillet), des interférences de l'appareil analytique ont rendu impossible l'obtention d'un résultat pour 40% des échantillons testés. Toutefois, plus de 90% des échantillons validés était sous le seuil de détection de 0,001 µg/L ou de quantification de 0,003 µg/L (données non présentées). Lors des autres périodes d'échantillonnage, les prélèvements positifs avaient des concentrations ne dépassant généralement pas le seuil de quantification. Les plus fortes concentrations ont été enregistrées lors de la campagne d'échantillonnage du 14 au 17 août, (en µg/L) : 0,009 (Saint-Hyacinthe, eau traitée); 0,008 (eau brute de Saint-Hyacinthe; plage municipale du lac Waterloo); 0,007 (Saint-Damase et près de la prise d'eau d'Acton Vale dans la rivière Noire). Rappelons qu'il n'existe pas de ligne directrice ou de recommandation à l'égard de l'anatoxine-a bien que Duy *et al* (2000) suggèrent un seuil de 12,24 µg/L dans l'eau potable. Dans ce contexte, les plus fortes concentrations d'anatoxine-a qui ont été rapportées dans notre étude sont au moins 1 360 fois inférieures au seuil suggéré.

##### **4.4.2 Les microcystines**

###### *Bassins des rivières L'Assomption et Châteauguay*

Le tableau 11 fait état de la concentration en microcystine-LR (les autres congénères n'ont pas été détectés) dans ces deux bassins. Dans celui de la rivière Châteauguay, les microcystines ont toujours été sous le seuil de détection. Dans celui de la rivière L'Assomption, ce n'est que lors de la campagne d'échantillonnage des 16 et 17 août que la MC-LR a été identifiée à de très faibles valeurs, à l'exception de l'eau brute de Joliette (pas de mesure dans l'eau traitée) où une concentration de 0,015 µg/L a été rapportée. À l'exception de Joliette, tous les autres résultats sont égaux ou inférieurs au seuil de quantification, ce qui ne leur confère pas une grande

## 5. DISCUSSION

Les observations effectuées lors de cette étude ont été regroupées sous les thèmes suivants : 1) l'effet des facteurs environnementaux sur la présence des proliférations de cyanobactéries et des microcystines, 2) le dénombrement, la distribution géographique et temporelle des espèces toxiques, 3) les concentrations, la distribution géographique et temporelle des microcystines, 4) le risque dans les eaux de récréation, 5) le risque découlant de la consommation d'eau potable.

### 5.1 L'effet des facteurs environnementaux sur la présence des proliférations de cyanobactéries et des microcystines

#### *Dénombrement et biomasse*

Tel que décrit précédemment, aucune prolifération de cyanobactéries a été rapportée dans les bassins versants des rivières L'Assomption et Châteauguay. En ce qui concerne celui de la rivière Yamaska, les proliférations étaient inexistantes en juillet; elles sont graduellement apparues plus tard, pour être très visibles entre le milieu et la fin du mois d'août en certains endroits (Granby et lac Waterloo) et progresser jusqu'à la mi-septembre ailleurs (lac Brome et Bromont). Ces observations sont en accord avec celles de Christoffersen (1996), Eynard *et al* (2000) ainsi que Fromme *et al* (2000) qui rapportent un patron de distribution similaire, la concentration cellulaire maximale étant observée entre la mi-juin et la mi-septembre dans l'hémisphère nord.

Ces observations visuelles devraient en principe être corroborées par la biomasse de cyanobactéries puisque le lien entre la coloration d'une eau et la présence de cyanobactéries dépendrait beaucoup plus de la densité de la biomasse que du nombre de cellules, compte tenu du volume cellulaire qui varie en fonction des espèces. Ainsi, avec une densité uniformisée de 100 000 cellules, *Woronichinia naegeliana* (espèce non productrice de toxines présente dans presque tous les échantillons) a une biomasse de 2 571 mg/m<sup>3</sup> alors que *Microcystis aeruginosa* a une biomasse de 9 547 mg/m<sup>3</sup> et *Microcystis flos-aquae* de 9 370 mg/m<sup>3</sup> (voir l'annexe 3). Dans ce contexte, le lien entre la coloration d'une eau et la présence de cyanobactéries tient beaucoup plus à l'importance de la biomasse qu'au nombre de cellules; c'est pourquoi chaque dénombrement devrait être accompagné de données sur la biomasse.

Présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois tributaires du fleuve Saint-Laurent :  
risques à la santé publique

En fait, le dénombrement pourrait servir à évaluer le potentiel toxique alors que la biomasse pourrait être utilisée pour obtenir une meilleure corrélation avec les observations visuelles. Malgré ces observations, les lignes directrices proposées se traduisent toujours en fonction du dénombrement puisqu'il est beaucoup plus facile d'obtenir cette valeur, l'estimation de la biomasse nécessitant l'évaluation du volume cellulaire moyen de chacune des espèces.

Une corrélation a été obtenue entre les importantes proliférations visibles à l'exutoire du lac Brome (station Y10) ainsi qu'à la prise d'eau de Bromont (Y13) les 18 et 19 septembre (photographies 7 et 8 de l'annexe 1) et la biomasse des cyanobactéries totales à ces dates, de l'ordre de 42 700 mg/m<sup>3</sup> (voir l'annexe 3). L'imposante prolifération observable le 28 août à la sortie du réservoir Lemieux (tableau 13; station Y19), ayant une texture visqueuse (photographie 1, l'annexe 1), est quant à elle bien corrélée avec une densité de 108 000 mg/m<sup>3</sup> (annexe 3). L'importante prolifération notée au lac Waterloo lors de la visite du 15 août est également en lien avec la biomasse totale des cyanobactéries, tant à la plage (station Y14), avec plus de 87 600 mg/m<sup>3</sup>, qu'à l'exutoire (station Y15) avec près de 80 000 mg/m<sup>3</sup> (annexe 3). Quant à la relative clarté de l'eau, ou à l'impression de l'absence de prolifération notable au réservoir Choinière (parc de la Yamaska), elle se traduit par une densité de cyanobactéries totales inférieure à 3 000 mg/m<sup>3</sup> à chacune des visites (annexe 3).

L'Organisation mondiale de la santé précise qu'une concentration de cyanobactéries de l'ordre de 20 000 cellules/mL pourrait induire une légère coloration de l'eau (WHO, 1998a). Il faut cependant ajouter que l'effet visuel d'une telle concentration dépend de nombreux facteurs, dont la couleur vraie et la turbidité de l'eau et que la majorité des personnes ne pourraient pas détecter ou «interpréter» la signification d'une eau légèrement colorée par des cyanobactéries à une telle concentration. Cela a été clairement démontré lors de notre passage du 28 août au lac Brome (station Y11) où des enfants se baignaient dans une eau contenant plus de 400 000 cyanobactéries/mL. Quoiqu'il en soit, nous avons pu constater qu'une concentration de cyanobactéries totales supérieure à 100 000 cellules/mL engendre une coloration suffisamment évidente pour donner à l'eau un aspect douteux; cependant les personnes pratiquant des activités nautiques ne semblent pas être alertées par ce phénomène.

### *Le phosphore*

Kotak *et al* (2000) ont mis en évidence une bonne corrélation entre le nombre de cyanobactéries, ou la concentrations de microcystine-LR, et le phosphore total ( $P_{tot}$ ); cette corrélation a aussi été rapportée par Rapala et Sivonen (1998) qui ont noté une tendance à l'accroissement de la biomasse à mesure que la concentration en orthophosphate ( $PO_4^{3-}$ ) augmente. Cela s'explique par le fait que le phosphore joue un rôle crucial dans le milieu aquatique, car il est généralement l'élément nutritif le plus limitatif par rapport aux besoins (Prairie et Soucisse, 1999). Le rapport azote total:phosphore total (N :P) serait un facteur encore plus important, un rapport inférieur à 29 étant associé à des conditions favorables au développement des cyanobactéries, comparativement aux autres organismes phytoplanctoniques comme les algues microscopiques (Eynard *et al*, 2000; Jacoby *et al*, 2000). Kotak *et al* (2000) ont de plus montré qu'un rapport N:P inférieur à 5 est encore plus clairement associé au nombre de cyanobactéries toxiques.

Les données recueillies par le ministère de l'Environnement du Québec durant les deux dernières décennies sont compatibles avec le rôle du phosphore et celui du rapport N:P. Pour le bassin de la Yamaska, Primeau (1999) a compilé l'ensemble des données de 45 descripteurs physico-chimiques pour la période de 1979 à 1995 (1997 dans certains cas). Ces données montrent que, dans l'ensemble du bassin versant, les concentrations en phosphore total dépassent presque toujours les critères d'eutrophisation. Les concentrations estivales moyennes rapportées (en mg/L) sont, par exemple, de 0,050 au réservoir Choinière (Y16); 0,160 en amont de Farnham (près de la station Y6); 0,260 à l'exutoire du lac Waterloo (Y15); 0,041 au lac Brome près de la station Y10<sup>19</sup>; 0,050 à Bromont (Y13) et 0,15 à la hauteur de Saint-Hyacinthe (Y2). De plus, dans l'ensemble du bassin, le rapport N:P<sup>20</sup> est en deçà ou près de 29 dans plusieurs endroits : 32,3 au réservoir Choinière (Y16), 14,3 à l'exutoire du lac Waterloo (Y15), 15,5 à Bromont (Y13), entre 13,5 et 18 au lac Brome (Y10) (Y. Primeau, ministère de l'Environnement du Québec, communication personnelle; Rashidan et Bird, 2001) et 26,9 à la hauteur de St-Hyacinthe (Y2). Il est intéressant de noter que le rapport de 32,3 enregistré au réservoir Choinière (station Y16) est associé à une plus faible densité de cyanobactéries que les stations ayant un rapport plus faible, près de 15, où beaucoup plus de

<sup>19</sup> Mesures effectuées durant la période estivale de 1997 à 2000; S. Primeau, MENV, communication personnelle.

<sup>20</sup> Le rapport N/P est calculé en fonction du nombre de moles (basé sur le poids atomique) de l'azote et du phosphore et non sur le simple rapport du nombre de mg/L de chacun des éléments.

Présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois tributaires du fleuve Saint-Laurent :  
risques à la santé publique

cyanobactéries ont été dénombrées (tableau 14); en aucun endroit, un rapport égal ou inférieur à 5,0 n'a cependant été rapporté. Bien que ces deux ensembles de données aient été obtenus à quelques années d'intervalles, cela confirme le rôle du phosphore dans l'apparition des proliférations.

Dans les secteurs visités du bassin de la rivière L'Assomption, les concentrations de phosphore mesurées à l'été 1995 (données non publiées. M. Simoneau, communication personnelle, MENV) varient de 0,100 à 0,150 mg/L, soient de 3 à 5 fois le critère d'eutrophisation en rivière (0,03 mg/L). Quant aux rapports N:P, ils sont habituellement de l'ordre de 20 à 29. La situation est similaire dans le bassin de la Châteauguay, où les concentrations de phosphore, pour la période de 1979 à 1994, variaient de 0,100 à 0,180 mg/L (Simoneau, 1996) dans les secteurs ayant fait l'objet d'un échantillonnage dans le cadre du présent projet. Les rapports N:P étaient généralement de 15 à 25 dans toutes les rivières de ce dernier bassin versant. Ces concentrations en phosphore, de même que les rapports N:P, sont donc clairement favorables au développement et à la prolifération des cyanobactéries. Malgré cela, aucune prolifération n'a été aperçue dans ces deux derniers bassins versants, ce qui pourrait s'expliquer par des conditions physiographiques différentes de celles du bassin de la Yamaska; absence de lacs de tête avec proliférations pouvant servir d'inoculum, absence de zones lacustres ou à faible vitesse d'écoulement et présence de rapides dans le cas de la rivière Châteauguay.

Bien que l'évolution normale des lacs et de certains cours d'eau les conduisent à une eutrophisation naturelle, la situation exceptionnelle quant à la concentration élevée en phosphore notée dans les bassins versants étudiés est indicatrice d'une eutrophisation accélérée par des facteurs exogènes. Une analyse statistique (corrélations de Spearman) effectuées dans le bassin de la Yamaska, entre les variables des pressions agricoles ou démographiques et les valeurs moyennes des principaux descripteurs de la qualité de l'eau, montre que la concentration en phosphore total est très significativement ( $p < 0,01$ ) reliée aux cultures, plus spécifiquement celle du maïs ( $r = 0,54$ ), celles à grand interligne (cultures de légumes;  $r = 0,59$ ) et à interligne étroit (cultures céréalières comme l'avoine, l'orge et le blé;  $r = 0,54$ ) (Primeau, 1999). Par ailleurs, une étude visant à déterminer les relations empiriques entre les utilisations du territoire et la qualité de l'eau de 20 rivières du Québec a montré des corrélations très significatives ( $p < 0,01$ ) entre le phosphore total et l'ensemble des cultures (grand interligne, interligne étroit et fourragère;  $r$  de 0,57 à 0,80), mais également avec le nombre d'unités animales ( $r = 0,56$ ) et la superficie agricole avec drainage souterrain ( $r = 0,64$ )

**Présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois tributaires du fleuve Saint-Laurent :  
risques à la santé publique**

---

(Gangbazo, 2000). Dans ce contexte, il est possible que les activités agricoles favorisent la prolifération des cyanobactéries par un apport excessif d'azote et de phosphore.

*Le cas particulier du lac Brome*

Des nuances doivent être apportées dans certains cas, notamment celui du lac Brome. Bien que situé dans un vaste territoire agricole, ce lac a une vocation essentiellement récréative en totalité de son pourtour. De plus, la municipalité de Lac Brome (Knowlton) ainsi que les entreprises du secteur agro-alimentaire situées à proximité, n'y déversent plus leurs eaux usées, ces dernières étant dirigées dans la rivière Yamaska à quelques kilomètres en aval de l'exutoire du lac, mais en amont de Bromont (Y. Prairie, communication personnelle, Université du Québec à Montréal). Malgré cela, la présence de proliférations de cyanobactéries est un phénomène annuel observé depuis de nombreuses années. Considérant l'absence de déversements municipaux et industriels, del Giorgio et Prairie (1994) ont montré que l'apport en phosphore exogène provenait surtout de cinq petits tributaires qui se déversent dans le lac; en 1994, cet apport aurait été de 478 kg. La plus grande part du phosphore dissous proviendrait cependant de son relargage depuis les sédiments du lac (apport endogène), estimée à 1965 kg en 1994. Cette libération de phosphore serait notamment la conséquence de la décomposition microbienne anaérobie de la matière organique (processus de minéralisation), surtout à compter de la mi-juillet alors que les conditions deviennent anoxiques au fond du lac; ce phénomène est favorisé par l'établissement d'une thermocline au milieu de l'été qui empêche la diffusion de l'oxygène vers les sédiments (del Giorgio et Prairie, 1994; Prairie et al., 2001).

Le contrôle de la concentration du phosphore devrait donc s'inscrire comme une mesure à long terme de la gestion du problème de la prolifération des cyanobactéries. Une concentration maximale de phosphore total de 0,01 mg/L devrait être visée, bien qu'en pratique des concentrations de 0,02 à 0,03 mg/L seraient suffisantes pour empêcher la prolifération des cyanobactéries (WHO, 1998a).

## 6. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

### Proliférations et présence de cyanotoxines en fonction des facteurs environnementaux et géographiques.

- L'été 2000 n'a pas été à l'image de ceux de 1998 et de 1999 qui ont été particulièrement chauds et secs, étant d'ailleurs considérés parmi les plus chauds de la décennie. Les conditions climatiques de l'été 2000 ont été plus près de la normale, mais avec un ensoleillement réduit. Compte tenu que les facteurs environnementaux ont des effets déterminants sur la prolifération des cyanobactéries, il *demeure difficile d'extrapoler les résultats de la présente étude à des conditions climatiques plus chaudes et plus sèches qui pourraient caractériser les années futures.*
- Les résultats de notre étude vont dans le sens de l'information scientifique publiée, soit que la prolifération des cyanobactéries semble directement liée à l'existence de zones calmes sans courant, caractéristiques des lacs et des réservoirs. *Dans les zones étudiées, les plus fortement touchées par les proliférations ont été les lacs et les réservoirs, bien que des proliférations importantes aient également été notées dans des méandres calmes de la Yamaska, près de Bromont, et de la Yamaska Nord près du réservoir Lemieux (Granby).*
- *Il apparaît plausible que les importantes proliférations observées dans les lacs Brome et Waterloo, qui sont respectivement à la tête des rivières Yamaska (cours principal) et Yamaska Nord, aient un impact sur la situation en aval.* Cette observation est notamment appuyée par l'absence de prolifération dans la Yamaska Sud-Est en aval du réservoir Davignon où aucune prolifération de cyanobactéries n'a été notée.
- *Il ne semble pas y avoir de corrélation entre l'importance d'une prolifération et la concentration de microcystines libres dans l'eau. De même, l'absence de proliférations visibles ou évidentes ne peut pas être interprétée comme étant une garantie de l'absence de microcystines, dû notamment à leur persistance environnementale qui permet de les retrouver dans des secteurs sans prolifération.* Ainsi, les concentrations de microcystines notées dans les importantes proliférations du lac Brome, du lac Waterloo et dans la Yamaska Nord près de Granby n'étaient pas plus élevées que celles enregistrées dans des

secteurs sans prolifération apparente (Farnham et Acton Vale, par exemple). *Sur cette base, les repères géographiques (lacs ou réservoirs) ou visuels (proliférations plus ou moins importantes) ne peuvent pas être utilisés de manière absolue pour évaluer la présence potentielle de microcystines libres dans l'eau.*

#### **Les risques découlant de la pratique d'activités nautiques**

- *Sur la base d'une interprétation des lignes directrices préliminaires de l'OMS visant à inclure toutes les cyanobactéries comme étant un facteur de risque, des plages visitées dans le cadre de cette étude (lac Bromé et lac Waterloo) étaient susceptibles de représenter un risque à la santé publique cause d'une concentration de cyanobactéries totales supérieure à 100 000/mL enregistrée à plusieurs reprises.*
- *Les concentrations de microcystines dans les lieux de baignade ou d'activités nautiques à contact primaire durant l'été 2000 ne constituait pas une menace pour la santé publique.*

#### **LES RISQUES LIÉS À LA CONSOMMATION D'EAU**

- *Des microcystines (MR-LR, -RR et -YR) ont été identifiées et quantifiées dans les deux bassins versants où se trouvaient des usines de traitement d'eau potable (L'Assomption et Yamaska), tant dans l'eau brute que traitée. Les concentrations dans l'eau potable étaient habituellement de 150 à 300 fois inférieures à la ligne directrice préliminaire de Santé Canada (1,5 µg/L de MC-LR). Dans ce contexte, il est donc possible d'affirmer que, durant l'été 2000, il n'y avait probablement pas de risque à l'égard de la concentration des microcystines présentes dans l'eau potable.*
- *Le nombre restreint d'échantillons et certains résultats difficilement interprétables ne permettent toutefois pas de conclure quant à l'efficacité du traitement des usines visitées. Sur la base de nos données, il est impossible de se prononcer sur l'efficacité des procédés de traitement utilisés pour éliminer les cyanotoxines.*



**Présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois tributaires du fleuve Saint-Laurent :  
risques à la santé publique**

---

**Suivi recommandé**

- Au cours des prochaines années, il serait pertinent de procéder à des analyses plus systématiques dans les secteurs sensibles (lacs et réservoirs utilisés pour la pratique d'activités nautiques à contact primaire; eau brute d'approvisionnement et eau potable). Un suivi du début de juillet à la fin de septembre serait approprié au regard de la santé publique dans le contexte où il est peu probable que des proliférations apparaissent en juin. À cet effet, nous suggérons que le lac Brome devienne un lac laboratoire à considérer.
- Afin d'évaluer rapidement le potentiel toxique global d'une eau potable ou de baignade, il est suggéré de détecter la présence de microcystines avec une méthode non spécifique plus rapide et plus simple comme l'ELISA qui permet une évaluation de la toxicité globale provenant de l'ensemble des toxines. Cela ne peut pas être fait avec des méthodes d'identification spécifique à quelques toxines, telle que celle utilisée dans la présente étude.
- Nonobstant le mode et les conditions de suivi qui pourraient être adoptés, il est conseillé de considérer le problème des cyanobactéries toxiques et des cyanotoxines comme une situation à surveiller à long terme. Le phosphore étant le seul élément nutritif d'origine anthropique favorisant la croissance des cyanobactéries, il est conséquemment le seul sur lequel une intervention humaine pourrait agir à court terme afin de limiter la croissance des cyanobactéries. À cet égard, seule une réduction à la source des rejets de phosphore pourrait diminuer son apport dans les plans et les cours d'eau.
- En ce qui concerne le dosage des cyanotoxines ainsi que l'identification et l'énumération des cyanobactéries, les problèmes sont surtout liés au coût ainsi qu'au délai d'obtention des résultats. Le problème du dosage des microcystines pourrait être partiellement résolu en utilisant des trousse faisant appel à des réactions colorimétriques (comme l'ELISA), moins coûteuses. La sensibilité d'une telle méthode devra toutefois être prise en compte. En ce qui concerne l'identification et l'énumération, le principal problème tient à la rareté de personnel qualifié.

Présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois tributaires du fleuve Saint-Laurent :  
risques à la santé publique

---

- *Plus spécifiquement à l'égard des risques à la santé liés aux activités récréatives nautiques à contact primaire, nous suggérons qu'un groupe de travail se penche sur les éléments à considérer pour caractériser ce risque. On devrait notamment établir s'il faut s'en tenir à la seule énumération des espèces reconnues pour synthétiser des cyanotoxines, ou englober l'ensemble des cyanobactéries comme le suggère l'Organisation mondiale de la santé dans son plan d'intervention de 1998.*
- *Concernant le risque associé à l'eau potable, une étude exhaustive devrait être entreprise à quelques usines de traitement afin de comprendre pourquoi la concentration en microcystines peut être réduite dans l'eau traitée. Une telle étude, dont la durée pourrait être de quelques semaines pendant la période critique de prolifération (du début août à la mi-septembre), permettrait également de mieux caractériser l'exposition par l'obtention d'un plus grand nombre de données permettant une analyse statistique.*
- *Nous considérons que le portrait dépeint par la présente étude est fort incomplet. Par conséquent, nous suggérons que la recherche se poursuive dans un contexte de partenariat et de synergie qui d'une part, inclurait des ministères et agences gouvernementaux et, d'autre part, le milieu universitaire où l'on retrouve actuellement des chercheurs effectuant des travaux sur les cyanobactéries ou la dynamique du phosphore.*