



**Cyanobactéries et cyanotoxines au  
Québec : suivi à six stations de production  
d'eau potable (2001-2003)**

Caroline Robert  
Hélène Tremblay  
Christian DeBlois



---

DIRECTION GÉNÉRALE DES POLITIQUES  
Mars 2005

*Développement durable,  
Environnement  
et Parcs*

Québec 

---

Remerciements pour les photographies de la page couverture :

- Robert Bolduc, Ville de Saint-Hyacinthe
  - Martin Mimeault, Direction régionale Estrie et Montérégie
  - Patrick Chevrette, Direction régionale Estrie et Montérégie
  - Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (vues microscopiques)
-

## Avant-propos et remerciements

La présente étude a été réalisée dans le cadre du *Programme de surveillance de la qualité de l'eau potable* du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.

Sa réalisation a été rendue possible grâce à l'excellente collaboration des opérateurs, préleveurs, responsables et autres personnes-ressources des stations de production d'eau potable des municipalités suivantes :

- Daveluyville
- Plessisville
- Bedford
- Saint-Hyacinthe
- Saint-Damase
- Farnham

Le travail rigoureux du personnel du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec à l'égard des analyses réalisées dans le cadre de ce projet est également à souligner.

Chaleureux remerciements, par ailleurs, aux personnes suivantes pour la révision du présent document :

- Du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs :
  - Christian Bastien, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
  - Sylvie Blais, Direction du suivi de l'état de l'environnement
  - Patrick Chevrette, Direction régionale du centre de contrôle environnemental de l'Estrie et de la Montérégie
  - Maurice Dumas, Direction régionale de l'analyse et de l'expertise de la Mauricie et du Centre-du-Québec
  - Donald Ellis, Direction des politiques de l'eau
  - Isabel Parent, Direction des politiques de l'eau
  - Sylvain Primeau, Direction régionale de l'analyse et de l'expertise de l'Estrie et de la Montérégie
  - André St-Pierre, Direction régionale du centre de contrôle environnemental de la Mauricie et du Centre-du-Québec
  - Simon Théberge, Direction des politiques de l'eau
  - Hiep Trinh-Viet, Direction des politiques de l'eau
- De l'Institut national de santé publique du Québec :
  - Denis Gauvin, Direction risques biologiques, environnementaux et occupationnels
  - Pierre Chevalier, Direction risques biologiques, environnementaux et occupationnels
  - Denise Phaneuf, Direction risques biologiques, environnementaux et occupationnels

Le soutien de la Direction du patrimoine écologique et du développement durable, pour la production de cartes, et l'apport du Centre d'expertise hydrique du Québec, qui a fourni des données de débit, se sont avérés précieux, de même que l'aide du Centre de documentation pour l'obtention d'articles scientifiques.

## Cyanobactéries et cyanotoxines au Québec : suivi à six stations de production d'eau potable (2001-2003)

### Référence bibliographique

ROBERT, C.<sup>1</sup>, H. TREMBLAY<sup>1</sup> et C. DEBLOIS<sup>2</sup>, 2004. *Cyanobactéries et cyanotoxines au Québec : suivi à six stations de production d'eau potable (2001-2003)*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, envirodoq : ENV/2005/0099, 58 p. et 3 ann.

1. Direction des politiques de l'eau
2. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec

### Résumé

Les résultats obtenus dans le cadre du *Programme de surveillance de la qualité de l'eau potable* concernant les cyanobactéries et leurs toxines pour les années 2001, 2002 et 2003 confirment l'occurrence de fleurs d'eau de cyanobactéries dans trois milieux aquatiques du Québec servant de source d'approvisionnement en eau potable, soit la rivière Bécancour, la rivière Yamaska et la baie Missisquoi. Au cours de cette période, le nombre de stations de production d'eau potable ayant fait l'objet d'un suivi est passé de trois, en 2001, à six, en 2003.

Les abondances de cyanobactéries, mesurées aux prises d'eau situées dans la partie inférieure de la colonne d'eau de ces milieux, sont souvent supérieures au seuil d'alerte proposé par Bartram *et al.* (1999) pour l'approvisionnement en eau potable, soit 2000 cellules/ml. Aussi, ces abondances sont susceptibles de générer une turbidité que le traitement appliqué devra être en mesure de réduire afin de ne pas nuire à une désinfection efficace, dont l'objectif est l'élimination des bactéries et des virus pathogènes souvent présents dans l'eau brute. De plus, lors des suivis réalisés, les quatre cyanotoxines recherchées (microcystine-LR, -RR, -YR et anatoxine-a) ont pu être détectées dans l'eau brute des stations suivies. Les concentrations de microcystine-LR mesurées étaient parfois supérieures à la concentration maximale acceptable de 1,5 µg/l établie par Santé Canada (2002) pour l'eau potable. Il est donc nécessaire que le procédé de traitement puisse en tout temps assurer l'élimination des cyanotoxines avant la distribution de l'eau.

Les échantillons d'eau traitée prélevés aux six stations de production d'eau potable suivies montrent, en règle générale, une très bonne efficacité des traitements en place. En effet, on a observé, dans cette eau traitée, la présence de faibles densités de cellules de cyanobactéries et une turbidité inférieure à 0,5 UTN. Quant aux cyanotoxines, elles n'ont été que rarement détectées dans l'eau traitée. Lorsque détectées, les concentrations étaient de 30 à 50 fois inférieures à la concentration maximale acceptable établie par Santé Canada (2002) pour la microcystine-LR.

Il convient de continuer le suivi entrepris afin de documenter davantage les variations interannuelles susceptibles de survenir et de s'assurer que l'efficacité des traitements appliqués soit maintenue en toutes circonstances.

## Table des matières

<b>Avant-propos et remerciements.....</b>	<b>ii</b>
<b>Résumé.....</b>	<b>iii</b>
<b>Table des matières.....</b>	<b>iv</b>
<b>Liste des tableaux.....</b>	<b>v</b>
<b>Liste des figures.....</b>	<b>vi</b>
<b>Liste des annexes.....</b>	<b>vii</b>
<b>1. Introduction.....</b>	<b>1</b>
<b>2. Méthodologie.....</b>	<b>5</b>
2.1. Description des stations suivies.....	5
2.1.1. Choix des stations.....	5
2.1.2. Caractéristiques des milieux.....	6
2.1.3. Approvisionnement en eau.....	8
2.1.4. Traitement appliqué.....	8
2.2. Périodes de suivi.....	12
2.3. Mode de prélèvement.....	13
2.4. Analyses réalisées.....	14
2.4.1. Méthode d'identification, de dénombrement et d'évaluation de la biomasse.....	14
2.4.2. Méthode d'analyse de quatre cyanotoxines.....	15
<b>3. Résultats.....</b>	<b>17</b>
3.1. Phosphore total dans l'eau brute.....	17
3.2. Cyanobactéries et cyanotoxines dans l'eau brute.....	18
3.2.1. Abondances de cyanobactéries.....	18
3.2.2. Abondances d'autres types d'algues.....	26
3.2.3. Abondances de cyanobactéries à potentiel toxique.....	26
3.2.4. Concentrations de cyanotoxines mesurées.....	29
3.2.5. Principaux constats relatifs aux résultats d'eau brute.....	36
3.3. Cyanobactéries et cyanotoxines dans l'eau traitée.....	37
3.3.1. Abondances de cyanobactéries mesurées dans l'eau traitée.....	37
3.3.2. Concentrations de cyanotoxines.....	38
<b>4. Conclusion.....</b>	<b>41</b>
4.1. Résumé.....	41
4.2. Recommandations.....	41
4.3. Perspectives.....	43
<b>Références.....</b>	<b>44</b>

## Liste des tableaux

Tableau 1	Liste des stations de production d'eau potable ayant fait l'objet d'un suivi, selon les années.....	5
Tableau 2	Profondeur des conduites d'amenée des stations participantes .....	8
Tableau 3	Principales étapes des traitements appliqués par les différentes stations de production d'eau potable suivies .....	9
Tableau 4	Nombre d'échantillons prélevés, par mois d'échantillonnage, pour des analyses de cyanobactéries et de cyanotoxines, selon les stations.....	13
Tableau 5	Limites de détection des cyanotoxines .....	16
Tableau 6	Concentrations de phosphore total mesurées dans l'eau brute des six stations suivies en 2003 .....	18
Tableau 7	Nombre et pourcentage d'échantillons ayant présenté des abondances supérieures à 2 000 cellules/ml, selon les stations.....	19
Tableau 8	Abondances maximales et médianes de cyanobactéries totales mesurées dans l'eau brute des stations suivies .....	23
Tableau 9	Nombre d'échantillons d'eau brute contenant des cyanobactéries à potentiel toxique.....	27
Tableau 10	Présence d'espèces considérées à potentiel toxique dans les échantillons prélevés.....	28
Tableau 11	Détection de cyanotoxines totales dans les échantillons d'eau brute .....	30
Tableau 12	Détection des cyanotoxines totales dans les échantillons d'eau brute prélevés en 2002 et 2003.....	31
Tableau 13	Fréquence de détection de cyanotoxines totales dans les échantillons d'eau brute prélevés en 2001, 2002 et 2003 .....	32
Tableau 14	Valeurs maximales de cyanotoxines totales mesurées dans les échantillons d'eau brute prélevés en 2001, 2002 et 2003.....	33
Tableau 15	Cyanotoxines détectées dans l'eau brute et espèces à potentiel toxique identifiées dans les échantillons.....	35
Tableau 16	Nombre et proportion d'échantillons d'eau traitée contenant des cyanobactéries et abondances maximales en 2001, 2002 et 2003 .....	37
Tableau 17	Nombre et pourcentage d'échantillons d'eau traitée ayant présenté des concentrations détectables de cyanotoxines totales en 2001, 2002 et 2003 .	39
Tableau 18	Valeurs maximales de cyanotoxines mesurées dans l'eau traitée.....	39

## Liste des figures

Figure 1	Carte des stations de production d'eau potable ayant participé au suivi des cyanobactéries (2001-2003).....	6
Figure 2	Concentrations de phosphore dans les rivières du Québec.....	7
Figure 3a	Abondances de cyanobactéries totales mesurées aux trois stations suivies en 2001.....	20
Figure 3b	Variation des abondances de cyanobactéries totales mesurées aux trois stations suivies en 2001.....	20
Figure 4a	Abondances de cyanobactéries totales mesurées aux trois stations suivies en 2002.....	21
Figure 4b	Variation des abondances de cyanobactéries totales mesurées aux trois stations suivies en 2002.....	21
Figure 5a	Abondances de cyanobactéries totales mesurées aux six stations suivies en 2003.....	22
Figure 5b	Variation des abondances de cyanobactéries totales mesurées aux six stations suivies en 2003.....	22
Figure 6a	Influence possible des augmentations de débit sur les abondances de cyanobactéries constatées dans l'eau brute de la station de Plessisville en 2003.....	25
Figure 6b	Influence possible des augmentations de débit sur les abondances de cyanobactéries constatées dans l'eau brute de la station de Saint-Hyacinthe en 2003.....	25
Figure 7	Abondance de cyanobactéries à potentiel toxique en comparaison des concentrations de cyanotoxines totales mesurées dans l'eau brute de six stations d'eau potable en 2001, 2002 et 2003.....	34

## **Liste des annexes**

- Annexe 1** Paramètres complémentaires analysés, selon les années de suivi
- Annexe 2** Liste des espèces de cyanobactéries identifiées dans les échantillons d'eau brute, selon les stations et les années de suivi
- Annexe 3** Détail des résultats obtenus à chaque station



## 1. Introduction

Les cyanobactéries, aussi appelées algues bleu-vert, sont des microorganismes unicellulaires naturellement présents en petit nombre dans les milieux aquatiques situés partout sur le globe. Cette omniprésence résulterait notamment de la capacité de plusieurs espèces à fixer l'azote atmosphérique (Falconer 1999). Dans certaines conditions cependant, les cyanobactéries, dont on connaît environ 150 genres et 2 000 espèces (Skulberg *et al.* 1993), peuvent proliférer jusqu'à dominer le milieu aquatique et former des fleurs d'eau (*blooms*).

Une concentration importante en phosphore (pouvant notamment résulter de la pollution provenant de tributaires agricoles ou d'effluents municipaux d'eaux usées), une température élevée de l'eau ainsi qu'une faible vitesse d'écoulement de l'eau (eaux stagnantes) constituent les principaux facteurs environnementaux qui tendent à favoriser la prolifération de cyanobactéries. De plus, des caractéristiques propres à certaines espèces de cyanobactéries contribuent à augmenter leur capacité de concurrencer les autres organismes photosynthétiques du milieu. Ainsi, on reconnaît la capacité de plusieurs espèces de cyanobactéries d'ajuster leur flottabilité pour rechercher les conditions du milieu les plus favorables à leur croissance; le mécanisme des vacuoles de gaz qu'utilisent ces cyanobactéries est décrit plus en détails par Reynolds (1972). L'affinité importante des cyanobactéries avec le phosphore et l'azote, deux des nutriments généralement limitatifs dans la croissance algale, augmente également leur compétitivité. La capacité des cyanobactéries d'emmagasiner d'importantes quantités de phosphore pour utilisation future, et la capacité de certaines espèces de fixer directement l'azote atmosphérique (Mur *et al.* 1999) sont d'autres facteurs contribuant à leur succès écologique. Enfin, la résistance des cyanobactéries aux rayons ultraviolets et la présence dans les cellules de différents pigments photosynthétiques utilisant des longueurs d'onde peu utilisées par les autres espèces de phytoplancton (Mur *et al.* 1999; Paerl et Millie 1996) constituent d'autres avantages favorisant la compétitivité des cyanobactéries dans les milieux aquatiques.

Or, on sait très bien maintenant que certaines espèces de cyanobactéries peuvent produire des toxines appelées cyanotoxines<sup>1</sup>. Cependant, les connaissances sont encore incomplètes à l'égard des espèces possédant la capacité de produire des cyanotoxines, de même qu'à l'égard des conditions favorisant leur production. À ce jour, plus d'une vingtaine de genres de cyanobactéries comportant une ou plusieurs espèces susceptibles de produire des cyanotoxines ont été identifiés (Skulberg *et al.* 1993). Bien que cela n'ait pas été démontré, il semble que la production de ces composés par les cyanobactéries puisse contribuer à augmenter leur avantage compétitif dans l'atteinte de la dominance d'un milieu aquatique (Codd 1995).

---

1 Certains auteurs désignent également par ce terme les lipopolysaccharides produites par les cyanobactéries et qui pourraient constituer des irritants cutanés. Toutefois, compte tenu de la controverse entourant cette question, ces composés n'ont pas été considérés comme faisant partie de cette définition aux fins du présent rapport.

Les cyanotoxines produites par les cyanobactéries font partie de différents groupes chimiques et, de ce fait, leur potentiel toxique s'exprime selon différents mécanismes d'action. Solubles dans l'eau, les cyanotoxines sont susceptibles de nuire à la santé humaine par différentes voies d'absorption (ingestion, inhalation ou contact cutané). Les cyanotoxines présentent une toxicité aiguë à de très faibles concentrations; les fonctions hépatiques (hépatotoxines) et les fonctions neurologiques (neurotoxines) sont les deux cibles principales des cyanotoxines identifiées jusqu'à maintenant. Plusieurs études réalisées sur des animaux montrent des atteintes au foie pouvant être provoquées par une hépatotoxine, la microcystine, et ont contribué à en décrire le mécanisme d'action (Kuiper-Goodman *et al.* 1999). L'hépatotoxicité aiguë de la microcystine chez les humains a notamment été mise en évidence à la suite de la mort accidentelle de 76 patients hémodialysés en 1996 au Brésil (Jochimsen *et al.* 1998). Ceux-ci étaient en effet traités à une clinique dont les appareils d'hémodialyse étaient alimentés par une eau contaminée en cyanobactéries et en microcystines (Carmichael *et al.* 2001).

L'ingestion de quantités importantes de cellules de cyanobactéries serait aussi susceptible de provoquer, notamment, des gastro-entérites chez l'humain, vraisemblablement causées par les endotoxines que produisent les cyanobactéries (Keleti et Sykora 1982). Selon Codd *et al.* (1999), des milliers de cas de gastro-entérite causée par la présence de cyanobactéries dans l'eau auraient été rapportés jusqu'à maintenant dans le monde. Annadotter *et al.* (2001) présentent une étude de cas d'éclosion de gastro-entérite en Suède, dont l'origine présumée serait la contamination du réseau de distribution par une eau non traitée provenant d'une rivière envahie par les cyanobactéries. Une étude de Yu (1995) tend par ailleurs à montrer le potentiel cancérigène des hépatotoxines dans le cas d'une exposition à long terme. Cependant, d'après Santé Canada (2002), les preuves sont limitées à cet égard.

Généralement présentes à l'intérieur des cellules, les cyanotoxines produites par les cyanobactéries peuvent être libérées lors de la lyse cellulaire (éclatement ou mort de la cellule) et persister dans le milieu aquatique par la suite. Leur persistance est néanmoins variable, mais reconnue comme étant beaucoup plus élevée dans le cas des microcystines (variétés d'hépatotoxines) que dans le cas de l'anatoxine (neurotoxine). Lahti *et al.* (1997) font état d'un délai de 30 jours avant d'obtenir une réduction décimale des concentrations de microcystines; Jones *et al.* (1994) ont pour leur part observé un résiduel de microcystine-LR toujours présent dans certains échantillons après une incubation de 23 jours. La vitesse de dégradation peut évidemment être influencée par la concentration initiale de cyanotoxine, la microflore, la température de l'eau, son pH, etc.

En ce qui a trait à la santé humaine, la présence de fleurs d'eau dans un milieu aquatique constitue un risque lors d'activités récréatives; les cyanobactéries et les cyanotoxines peuvent également présenter un risque lorsqu'elles se retrouvent dans des sources d'approvisionnement en eau potable. Les traitements utilisés dans les installations de production d'eau potable présentent des degrés d'efficacité très variables en ce qui a trait à l'élimination des cyanobactéries (dont le diamètre varie entre 3 µm et 10 µm) et des cyanotoxines; il importe donc d'y voir de près.

Plusieurs espèces de cyanobactéries produisent également de la géosmine et du 2-méthylisobornéol (Izaguirre et Taylor 2004). Ces substances, inoffensives pour la santé, sont aussi susceptibles d'être produites par les macrophytes, les moules et les actinomycètes présentes dans le milieu aquatique (Watson et Ridal 2004). Elles donnent entre autres à l'eau des odeurs de terre et de moisi. Comme la plupart des consommateurs se fient avant tout aux caractéristiques organoleptiques pour évaluer la qualité de leur eau potable, ces composés produits notamment par les cyanobactéries peuvent s'avérer une source de préoccupation supplémentaire pour les exploitants d'installations de production d'eau potable dont la source d'approvisionnement serait envahie par des fleurs d'eau de cyanobactéries.

Depuis 1996, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs considère les cyanobactéries comme une source de préoccupation émergente en matière d'eau potable. Au Canada, des fleurs d'eau de cyanobactéries sont signalées depuis plusieurs décennies dans certaines provinces, particulièrement dans la région des Prairies; plusieurs régions des États-Unis sont également touchées. En Europe, la sensibilisation des scientifiques à l'ampleur du problème s'est amorcée au début des années 80 (Skulberg *et al.* 1984). Au Québec, depuis 1999, les directions régionales du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs ont reçu des signalements de fleurs d'eau de cyanobactéries pour plus de 80 milieux aquatiques. Une portion de lac (la baie Missisquoi) et deux rivières (Bécancour et Yamaska), utilisées comme sources d'approvisionnement pour des réseaux municipaux de distribution d'eau potable, comptent parmi les milieux aquatiques québécois signalés jusqu'à maintenant. Par ailleurs, quelque 520 réseaux municipaux du Québec s'approvisionnant en eau de surface desservent plus de 5,3 millions de personnes (Ministère de l'Environnement 2003a); dans le cas où de nouveaux milieux aquatiques envahis par les cyanobactéries étaient signalés, plusieurs autres réseaux pourraient être touchés.

Aucune norme n'est actuellement édictée par le *Règlement sur la qualité de l'eau potable*, en vigueur au Québec depuis juin 2001, à l'égard des cyanobactéries ou des cyanotoxines dans l'eau potable distribuée. Depuis 2001, un suivi de l'eau brute et de l'eau traitée de différentes stations de production d'eau potable s'approvisionnant dans des milieux aquatiques où les cyanobactéries prolifèrent a donc été mis en place par le Ministère dans le cadre du *Programme de surveillance de la qualité de l'eau potable*. Ce programme vise en effet à répondre à certaines inquiétudes concernant la présence potentielle, dans l'eau potable, de contaminants ne faisant pas l'objet d'un contrôle réglementaire (Ministère de l'Environnement 2003a).

Les résultats obtenus par le suivi réalisé permettront, d'une part, d'évaluer le degré d'atteinte des sources d'approvisionnement à partir de la qualité de l'eau brute utilisée par les stations et, d'autre part, de documenter davantage l'exposition potentielle de la population desservie aux cyanotoxines, en analysant la qualité de l'eau après son passage dans les installations de traitement. La section 2 du document résume la méthodologie du suivi réalisé, ainsi que les principales caractéristiques des sources d'approvisionnement et des stations de production d'eau potable étudiées. La section 3 présente les résultats (le détail des données est présenté à l'annexe 3), relatifs à l'eau brute comme à l'eau traitée,

obtenus durant les trois années de suivi. Les résultats de cyanotoxines relatifs à l'eau traitée seront comparés à la recommandation de Santé Canada (2002), soit 1,5 µg/l pour la microcystine-LR dans l'eau potable. La section 3 fait également état de certaines considérations sur les résultats obtenus et présente l'interprétation que l'on peut en faire. Les principales conclusions qui en découlent sont présentées à la section 4.

## 2. Méthodologie

### 2.1. Description des stations suivies

#### 2.1.1. Choix des stations

Au cours des trois années couvertes par le rapport, soient 2001, 2002 et 2003, un total de six stations de production d'eau potable ont participé au suivi mis en œuvre par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (voir tableau 1). Le choix initial de trois stations en 2001 et l'ajout subséquent de trois autres stations étaient basés sur l'information disponible concernant les sources d'approvisionnement en eau potable envahies par des fleurs d'eau de cyanobactéries.

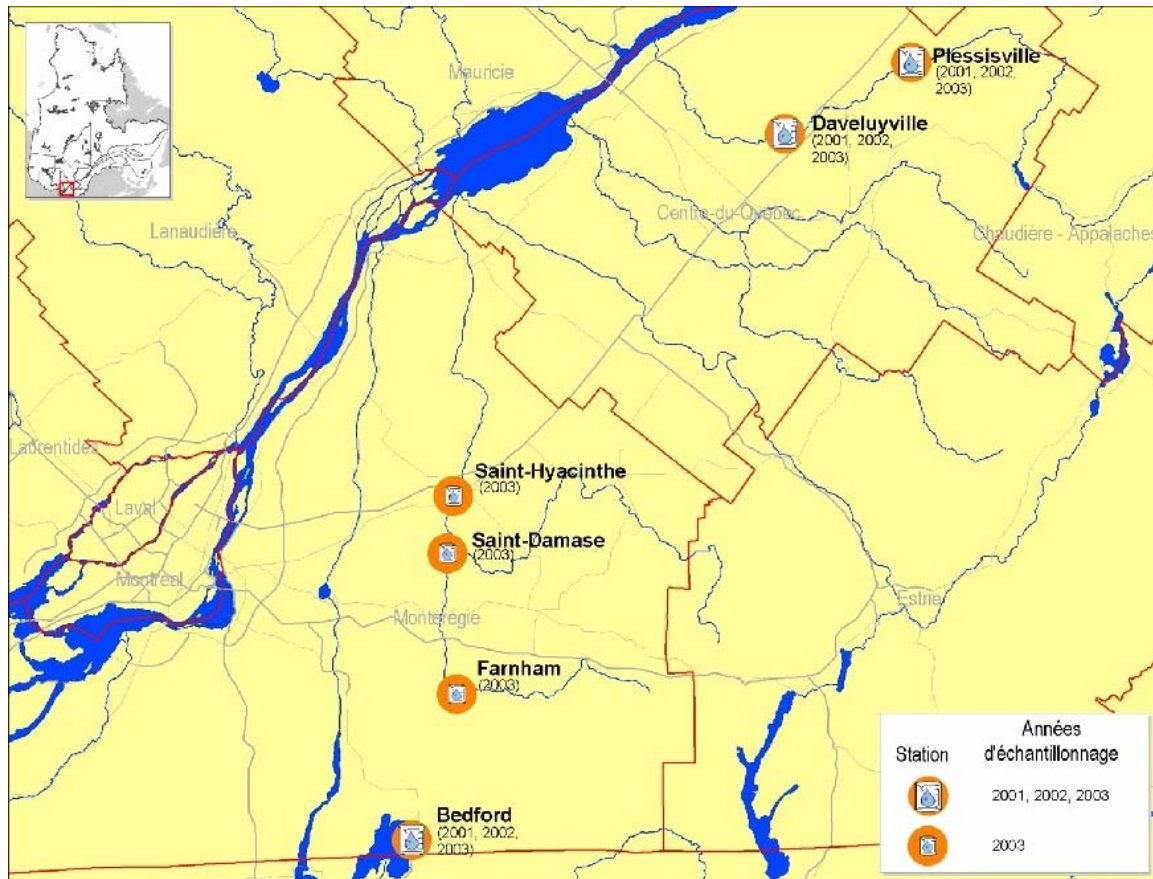
**Tableau 1 Liste des stations de production d'eau potable ayant fait l'objet d'un suivi, selon les années**

Station de production d'eau potable participante	Milieu aquatique servant de source d'approvisionnement	Population desservie	Station suivie en 2001	Station suivie en 2002	Station suivie en 2003
Bedford	Baie Missisquoi	4 500	√	√	√
Plessisville	Rivière Bécancour	7 500	√	√	√
Daveluyville	Rivière Bécancour	1 900	√	√	√
Saint-Hyacinthe	Rivière Yamaska	40 000		√ <sup>2</sup>	√
Farnham	Rivière Yamaska	7 000			√
Saint-Damase	Rivière Yamaska	2 500			√ <sup>2</sup>

Ainsi, de trois stations de production d'eau potable ayant participé en 2001 (quatre stations en 2002), le suivi s'est étendu à six stations en 2003, l'une d'elles ayant cependant fait l'objet d'un suivi moins systématique. Deux des stations présentées au tableau 1, soit celles de Plessisville et de Daveluyville, sont situées dans la région administrative du Centre-du-Québec et s'approvisionnent à partir de la rivière Bécancour. Les quatre autres stations sont situées en Montérégie, l'une s'approvisionnant dans la baie Missisquoi (Bedford) et les trois autres, dans la rivière Yamaska à différents endroits, soit, de l'amont vers l'aval : Farnham, Saint-Damase et Saint-Hyacinthe (voir figure 1). La population desservie par ces stations varie de 1 900 à 40 000 personnes (voir tableau 1).

2 Station n'ayant fait l'objet que d'un nombre réduit de prélèvements.

**Figure 1** Carte des stations de production d'eau potable ayant participé au suivi des cyanobactéries (2001-2003)



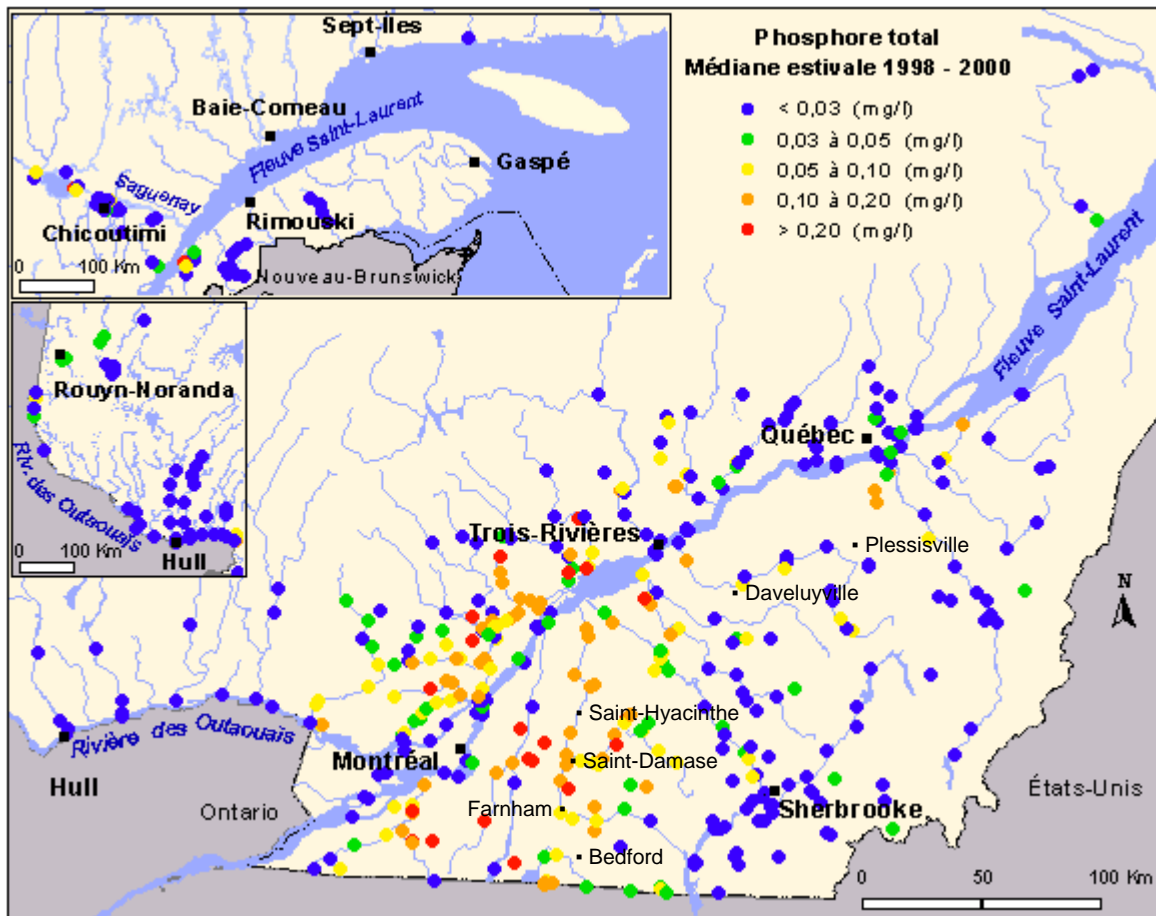
### 2.1.2. Caractéristiques des milieux

Tous les milieux servant de source d'approvisionnement en eau potable des stations participantes sont touchés par la pollution – provenant principalement de tributaires agricoles et d'effluents municipaux d'eaux usées – et montrent des niveaux de phosphore généralement élevés (voir figure 2), bien que la baie Missisquoi et la rivière Yamaska soient davantage contaminées que la rivière Bécancour à cet égard.

En effet, la figure 2 permet de constater que les médianes estivales des concentrations de phosphore dans la rivière Yamaska, entre Farnham et Saint-Hyacinthe, se situent entre 0,1 mg/l et 0,2 mg/l. En comparaison, le critère de protection de la vie aquatique (effet chronique) est établi à 0,03 mg/l dans le cas d'une rivière (Ministère de l'Environnement 2004). Les rivières aux Brochets et de la Roche, tributaires de la baie Missisquoi, présentent pour leur part des concentrations qui se situent entre 0,03 mg/l et 0,2 mg/l.

Dans la rivière Bécancour, les concentrations médianes de phosphore total sont inférieures à 0,03 mg/l, les points jaunes de la figure 2 situés à proximité de cette rivière indiquant plutôt les concentrations présentes dans certains tributaires agricoles de la rivière et non dans la rivière elle-même. Compte tenu de ces concentrations, la capacité des cyanobactéries d'y croître devrait s'avérer relativement faible; les cyanobactéries observées dans ce milieu pourraient donc s'être développées davantage lors de leur séjour dans le lac William, situé en amont, où les concentrations sont plus élevées, ou encore s'être développées dans certains des tributaires agricoles.

**Figure 2** Concentrations de phosphore dans les rivières du Québec



Adapté de : *Atlas sur l'état de l'environnement au Québec* (Ministère de l'Environnement 2003b)

De plus, dans tous les cas, le mouvement de l'eau est relativement lent. Les eaux, peu agitées, montrent un réchauffement important durant la saison estivale. Ainsi, en 2001, des températures de plus de 25 °C ont été rapportées relativement à l'eau brute de la station de Bedford, qui s'approvisionne dans la baie Missisquoi (G. Gauthier, comm. pers. 2001). Tel que nous l'avons mentionné à la section 1, ces caractéristiques, associées à des concentrations suffisantes de phosphore, sont particulièrement propices à la prolifération des cyanobactéries.

### 2.1.3. Approvisionnement en eau

L'ensemble des stations de production d'eau potable participantes s'approvisionnent en eau brute dans le milieu aquatique à l'aide d'une conduite d'amenée située dans la partie inférieure de la colonne d'eau ou même au fond du milieu. La profondeur à laquelle l'eau est prélevée varie toutefois grandement selon les stations; en effet, comme le montre le tableau 2, dans des conditions estivales typiques, la profondeur de la prise d'eau serait minimale à Plessisville (environ 0,3 m), et maximale à Saint-Damase (environ 4 m).

**Tableau 2 Profondeur des conduites d'amenée des stations participantes**

Station	Milieu aquatique servant de source d'approvisionnement	Profondeur à partir de la surface (distance avec le fond)	Source
Daveluyville	Rivière Bécancour	Environ 0,6 m de la surface (au fond)	R. Poirier, comm. pers. 2004
Plessisville	Rivière Bécancour	Environ 0,3 m de la surface (2 m du fond)	J. - C. Lapointe, comm. pers. 2004
Bedford	Baie Missisquoi	2,5 m à 3 m de la surface	B. Labonté, comm. pers. 2004
Farnham	Rivière Yamaska	2,5 m à 3 m de la surface (1 m à 1,5 m du fond)	M. Bernier, comm. pers. 2004
Saint-Damase	Rivière Yamaska	Environ 4 m de la surface (1,5 m à 2 m du fond)	G. Archambault, comm. pers. 2004
Saint-Hyacinthe	Rivière Yamaska	Environ 3 m de la surface (2 m du fond)	R. Bolduc, comm. pers. 2004

Deux des stations de production d'eau potable participantes situées sur la rivière Yamaska, soient celles de Saint-Hyacinthe et de Farnham, s'approvisionnent dans un milieu aquatique dont le débit est ralenti par un ouvrage de retenue situé en aval. Ces ouvrages (Barrage Penman's à Saint-Hyacinthe et Barrage de Farnham dans la ville du même nom) contribuent à la fois à hausser le niveau de la rivière Yamaska sur une certaine distance en amont et à en ralentir le débit.

### 2.1.4. Traitement appliqué

Le traitement appliqué est, dans toutes les stations participantes, un traitement complet<sup>3</sup> avec, dans certaines stations, des étapes de traitement supplémentaires (voir tableau 3). Ainsi, toutes les stations, à l'exception de celle de Farnham, ajoutent du charbon actif en poudre, durant la période estivale ou toute l'année<sup>4</sup>. La station de Saint-Hyacinthe inclut une étape d'ozonation. De même, seule la station de Saint-Hyacinthe ajoute, durant la période estivale, une étape de préchloration, tandis que seules les stations de Saint-Damase et de Farnham comprennent une étape de préoxydation au permanganate de potassium. Soulignons également que la station de Saint-Damase utilise le bioxyde de chlore.

3 Comprenant au minimum la chaîne de traitement suivante : coagulation, décantation, filtration et désinfection (Ministère de l'Environnement, 2003a).

4 Depuis 2002 seulement dans le cas de Daveluyville.



**Tableau 3 Principales étapes des traitements appliqués par les différentes stations de production d'eau potable suivies**

Station de production d'eau potable	Étapes des traitements appliqués											
	Préchloration (chlore gazeux)	Préozonation	Préoxydation (KMnO <sub>4</sub> )	Coagulation	Floculation	Ajout de charbon actif en poudre	Décantation	Interchloration (chlore gazeux)	Interbioxydation (ClO <sub>2</sub> )	Filtration	Postozonation	Postchloration (chlore gazeux)
Daveluyville				√	√	√	√			√		√
Plessisville				√	√	√	√			√		√
Bedford				√	√	√	√			√		√
Farnham			√	√	√		√	√		√		√
Saint-Damase			√	√	√	√	√		√	√		√
Saint-Hyacinthe	√	√		√	√	√	√	√		√	√	√

Dans les stations de production d'eau potable qui appliquent un traitement complet, les étapes de coagulation, de floculation, de décantation et de filtration sont celles qui permettent l'élimination de la matière en suspension. En ce qui a trait à la problématique des cyanobactéries, l'intérêt majeur de cette chaîne de traitement réside donc dans sa capacité à assurer l'élimination des cellules de cyanobactéries intactes, sans relargage de cyanotoxines intracellulaires. Différentes études ont démontré l'efficacité générale des procédés complets pour l'élimination des cellules de cyanobactéries sans atteinte à leur intégrité (Hrudey *et al.* 1999; Hitzfield *et al.* 2000; Knappe *et al.* 2004; Svrcek et Smith 2004). L'efficacité dépend toutefois de l'optimisation des dosages de produits chimiques ajoutés, ainsi que du pH de l'eau. À la station de Saint-Damase, en 2003, l'utilisation d'un coagulant avant l'étape de la filtration se serait avérée très efficace pour optimiser l'élimination des cellules de cyanobactéries (D. Allard, comm. pers. 2004). Toutefois, cette étape ne permet pas l'élimination de cyanotoxines extracellulaires : les résultats obtenus dans différentes études ne montrent qu'une élimination négligeable, et ce, quel que soit le coagulant utilisé (Yoo *et al.* 1995).

En ce qui concerne l'élimination des cyanotoxines dissoutes dans l'eau, qu'elles aient été relarguées par les cyanobactéries dans le milieu aquatique (extracellulaires) ou lors de l'éclatement des cellules en cours de traitement, plusieurs types de traitements susceptibles d'être appliqués dans les installations de production d'eau potable présentent une certaine efficacité :

- Le charbon actif en poudre peut permettre d'éliminer efficacement les microcystines, selon les conditions d'utilisation (Schmidt *et al.* 2002; Lambert *et al.* 1996). En effet, Donati *et al.* (1994) précisent que la capacité d'adsorption, et donc d'élimination, est basée sur le volume de mésopores du charbon utilisé et que ce volume est maximal dans le cas du charbon à base de bois; des études subséquentes ont présenté des conclusions similaires (Svrcek et Smith 2004).
- D'après Tsuji *et al.* (1995), les rayons ultraviolets permettent la destruction des microcystines. La dose requise serait cependant plus élevée que celle généralement appliquée, prescrite par la technologie disponible dans le domaine du traitement de l'eau potable (Hrudey *et al.* 1999; Svrcek et Smith 2004).
- L'ozone s'avérerait le traitement présentant la plus grande efficacité pour détruire les cyanotoxines dissoutes dans l'eau (Hitzfield *et al.* 2000; Schmidt *et al.* 2002; Shawwa et Smith 2001; Rositano *et al.* 2001; Hoeger *et al.* 2002). Les saxitoxines pourraient cependant s'avérer plus difficiles à dégrader par cette technologie que les autres cyanotoxines testées (Rositano *et al.* 2001).
- Le bioxyde de chlore ne permettrait pas l'oxydation efficace de la microcystine aux doses généralement appliquées dans le traitement de l'eau potable (Knappe *et al.* 2004).
- La chloration peut dégrader efficacement les microcystines (Tsuji *et al.* 1997; Nicholson *et al.* 1994). Toutefois, l'application de chlore préalablement aux étapes de coagulation, de floculation, de décantation et de filtration n'est pas recommandée, puisqu'un tel traitement provoque une lyse cellulaire massive de cyanobactéries (et, conséquemment, un relargage des cyanotoxines intracellulaires) qui nécessite alors leur élimination subséquente en cours de traitement, notamment à l'aide de charbon actif en poudre (Maatouk *et al.* 2002).
- Le permanganate de potassium pourrait aussi, selon différentes études, présenter une certaine efficacité dans la destruction des cyanotoxines dissoutes dans l'eau. Cette capacité serait toutefois réduite en présence de cellules de cyanobactéries et provoquerait alors, selon le même principe que la préchloration, un certain relargage de cyanotoxines intracellulaires (Hrudey *et al.* 1999).

Il faut par ailleurs souligner que l'efficacité du charbon actif en poudre, de l'ozone, du permanganate ou de la chloration pour l'élimination ou la destruction des cyanotoxines est tributaire de différents facteurs. Ainsi, Shawwa et Smith (2001) précisent que, selon les résultats de leur étude, en présence de matière organique et d'une faible concentration de microcystines, l'ozone agit moins rapidement et de plus grandes doses sont alors requises pour détruire efficacement les cyanotoxines. Ce constat s'applique également à l'utilisation de charbon actif (Lambert *et al.* 1996). L'étude de Hoeger *et al.* (2002) portant sur l'ozone avait pour sa part été réalisée à partir de concentrations plus importantes de cyanotoxines que celles observées jusqu'à maintenant aux prises d'eau potable du Québec. Parmi les conditions nécessaires pour obtenir une destruction des cyanotoxines par chloration, Nicholson *et al.* (1994) soulignent que le pH de l'eau doit être maintenu en dessous de 8, et que le chlore gazeux serait plus efficace contre les hépatotoxines que l'hypochlorite de calcium ou de sodium. Par ailleurs, les caractéristiques des sous-produits résultant de l'oxydation des cyanotoxines, par le chlore ou l'ozone, n'ont fait l'objet que de peu d'études (Svrcek et Smith 2004).

D'autres traitements, notamment certains procédés de filtration membranaire, peuvent présenter une grande efficacité pour l'élimination des cyanobactéries et des cyanotoxines dissoutes dans l'eau. Les révisions scientifiques publiées notamment par Hruday *et al.* (1999), Hitzfield *et al.* (2000), Knappe *et al.* (2004), Svrcek et Smith (2004) présentent de l'information supplémentaire sur les caractéristiques de ces procédés pour l'élimination des cyanobactéries et des cyanotoxines, de même que sur certains autres traitements que nous n'avons pas abordés.

En ce qui concerne l'élimination des goûts et des odeurs de l'eau susceptibles de provenir des cyanobactéries et notamment causés par la production de géosmine et de 2-méthylisobornéol (MIB), les traitements relatifs aux cyanotoxines décrits précédemment présenteraient une efficacité très variable :

- D'après Knappe *et al.* 2004, le charbon actif en poudre permet l'élimination des goûts et des odeurs produits par les cyanobactéries. Jung *et al.* (2004) rapportent cependant que l'efficacité du charbon actif en poudre est plus grande pour l'élimination de la géosmine que pour celle du MIB.
- L'ozone serait l'un des oxydants les plus efficaces pour l'élimination des goûts et des odeurs provenant des cyanobactéries (Knappe *et al.* 2004; Bruchet et Duguet 2004). Tung *et al.* (2004) rapportent l'élimination de près de 100 % du MIB extracellulaire et intracellulaire lors de l'application d'une préozonation; ils mentionnent toutefois que l'éclatement des cellules de cyanobactéries lors de ce traitement peut contribuer à hausser la concentration de carbone organique dissous dans l'eau.
- Le chlore et le permanganate de potassium présenteraient une efficacité très faible pour l'élimination de la géosmine et du MIB (Tung *et al.* 2004; Jung *et al.* 2004; Bruchet et Duguet 2004). L'utilisation de permanganate de potassium en préoxydation aurait néanmoins permis de réduire de façon importante le nombre

de plaintes relatives aux goûts et aux odeurs à la station de Farnham durant la saison estivale (M. Bernier, comm. pers. 2004). D'après certaines études, un tel impact pourrait plutôt résulter d'un dosage accru de chlore contribuant au masquage des odeurs (Oestman *et al.* 2004).

- Le bioxyde de chlore présenterait une efficacité supérieure à celle du chlore et du permanganate; cette efficacité serait toutefois insuffisante pour ramener les concentrations de ces deux composés sous le seuil de perception (Bruchet et Duguet 2004).

La combinaison d'une étape d'oxydation et d'adsorption (par exemple, une ozonation et l'ajout de charbon actif en poudre) constituerait la méthode la plus efficace pour enrayer les odeurs et les goûts causés par les cyanobactéries (Elhadi *et al.* 2004; Bruchet et Duguet 2004). Tout comme dans le cas des cyanotoxines, les goûts et les odeurs de l'eau potable seraient par ailleurs plus efficacement enrayerés par l'élimination des cellules préalablement à l'utilisation d'un oxydant (Tung *et al.* 2004).

## 2.2. Périodes de suivi

Les échantillonnages réalisés au cours des trois années du suivi se sont échelonnés entre les mois de juillet et de novembre afin de couvrir la période la plus propice aux épisodes de prolifération des cyanobactéries. En effet, selon Sivonen et Jones (1999), dans les zones tempérées, les fleurs d'eau de cyanobactéries se forment principalement à la fin de l'été et au début de l'automne et sont susceptibles de durer de deux à quatre mois. Par ailleurs, on rapporte que certaines espèces de cyanobactéries deviennent benthiques durant la période hivernale et qu'elles y survivent jusqu'au retour du printemps (Mur *et al.* 1999). Toutefois, aucun épisode hivernal de prolifération de cyanobactéries n'a été rapporté jusqu'à maintenant dans les sources d'approvisionnement des stations participantes et par conséquent, aucun échantillonnage n'a été réalisé durant cette période.

Durant les périodes de suivi, la fréquence d'échantillonnage était, en règle générale, d'un prélèvement (eau brute et eau traitée) par station par période de deux semaines. Les prélèvements étaient réalisés à une même date, prédéterminée pour toutes les stations, de façon à faciliter le processus d'analyse.

Cette fréquence bimensuelle d'échantillonnage avait été établie dans le but de couvrir l'ensemble de la période pendant laquelle les conditions du milieu favorisent l'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries, dans les limites des budgets accordés. Le tableau 4 présente un sommaire des périodes couvertes chaque année pour chacune des stations participantes et de la fréquence d'échantillonnage durant ces périodes.

**Tableau 4** Nombre d'échantillons prélevés, par mois d'échantillonnage, pour des analyses de cyanobactéries et de cyanotoxines, selon les stations

Période	Nombre de prélèvements réalisés					
	Bedford	Daveluyville	Plessisville	Saint-Hyacinthe	Farnham	Saint-Damase
juil-01	1	3	2	-	-	-
août-01	3	2	2	-	-	-
sept-01	5	1	1	-	-	-
oct-01	0	2	3	-	-	-
nov-01	0	1	1	-	-	-
<b>Total 2001</b>	<b>9</b>	<b>9</b>	<b>9</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>
juil-02	2	3	3	-	-	-
août-02	2	2	2	-	-	-
sept-02	2	0	2	2 <sup>5</sup>	-	-
oct-02	0	1	2	-	-	-
nov-02	0	0	1	-	-	-
<b>Total 2002</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>10</b>	<b>2</b>	<b>-</b>	<b>-</b>
juil-03	3	3	3	3	3	0
août-03	2	2	2	2	2	1
sept-03	2	2	2	3	2	2
oct-03	2	2	2	2	2	1
nov-03	0	0	1	0	0	0
<b>Total 2003</b>	<b>9</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>9</b>	<b>4</b>
<b>Total global</b>	<b>24</b>	<b>24</b>	<b>29</b>	<b>12</b>	<b>9</b>	<b>4</b>

Comme le montre le tableau 4, pour une année donnée, le nombre de prélèvements réalisés a varié entre deux et dix selon les stations, compte tenu de la disponibilité des collaborateurs et des contraintes budgétaires.

### 2.3. Mode de prélèvement

Les échantillons d'eau brute et d'eau traitée (à la sortie de la station de traitement) ont été prélevés par les responsables des stations à l'aide des contenants fournis par le Ministère et selon le calendrier d'échantillonnage prévu. Les contenants étaient acheminés aux responsables dans des glacières contenant un agent réfrigérant devant servir à conserver les échantillons au retour. Les responsables des stations participantes devaient, dans la mesure du possible, prélever les échantillons au moment de la journée où les abondances s'avèrent généralement les plus importantes.

<sup>5</sup> Un seul échantillon a fait l'objet d'un examen d'identification de cyanobactéries à l'espèce; deux échantillons ont fait l'objet d'analyses de mesure de cyanotoxines.

Dans le cas de l'eau brute, toutes les stations, à l'exception de la station de Daveluyville, étaient en mesure d'échantillonner l'eau se trouvant dans la conduite d'amenée de la station à un moment précis. Ces « robinets d'eau brute » coulent généralement en continu dans les laboratoires des stations; dans le cas contraire, le robinet devait être laissé ouvert pendant cinq minutes avant de réaliser le prélèvement. À Daveluyville, en l'absence d'un tel dispositif, l'échantillon d'eau brute était prélevé à l'aide d'un contenant de verre, légèrement en aval de la conduite d'amenée et à environ 30 cm de la surface.

Dans le cas de l'eau traitée, tous les échantillons étaient prélevés à partir d'un robinet d'eau traitée situé dans la station. L'eau y coule généralement en continu; dans le cas contraire, le robinet devait être laissé ouvert pendant cinq minutes avant de réaliser le prélèvement afin d'obtenir un échantillon représentatif.

Une fois prélevés, les échantillons étaient conservés selon la procédure de conservation applicable, jusqu'à leur analyse par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ).

#### 2.4. Analyses réalisées

Différents types d'analyses ont été réalisés par le CEAEQ sur les échantillons prélevés :

- 1- identification à l'espèce des cyanobactéries, dénombrement (cellules/ml) et détermination de la biomasse ( $\text{mg/m}^3$ );
- 2- identification au genre des autres types d'algues, dénombrement (cellules/ml) et détermination de la biomasse ( $\text{mg/m}^3$ );
- 3- mesure des concentrations extracellulaires et intracellulaires<sup>6</sup> de quatre cyanotoxines (microcystine-LR, microcystine-RR, microcystine-YR, anatoxine-a);
- 4- analyse de paramètres complémentaires : chlorophylle *a*, turbidité et phosphore total (liste variable selon le type d'échantillon et les années de suivi, voir l'annexe 1).

Les méthodes employées par le CEAEQ pour ces analyses sont sommairement décrites aux sections 2.4.1 et 2.4.2.

##### 2.4.1. Méthode d'identification, de dénombrement et d'évaluation de la biomasse

Les échantillons destinés à l'identification et au dénombrement des cyanobactéries et des autres espèces d'algues présentes dans l'eau sont préservés directement sur le terrain à l'aide d'une solution de lugol, présente dans les bouteilles d'échantillonnage en verre d'une capacité de 250 ml. Un agent réfrigérant est utilisé afin de maintenir l'échantillon à basse

---

<sup>6</sup> En 2001, seules les cyanotoxines extracellulaires ont été systématiquement mesurées, alors qu'en 2002 et 2003, à la fois les cyanotoxines extracellulaires et les cyanotoxines intracellulaires ont fait l'objet d'analyses. L'ajout de l'analyse systématique des cyanotoxines intracellulaires n'a été possible qu'à la suite de la mise au point d'une méthode d'analyse appropriée par le CEAEQ durant la période.

température durant son transport. Une fois acheminés au laboratoire, les échantillons sont analysés selon la méthode *MA. 800 – Cyano 1.0* (CEAEQ 2004).

Lors de l'analyse, selon la densité du matériel présent, l'échantillon peut être observé tel quel, concentré par sédimentation selon un facteur de concentration défini, ou encore, dilué selon un facteur de dilution défini.

L'identification à l'espèce et le dénombrement sont réalisés par observation à partir d'un microscope inversé Nikon Éclipse TE-2000. Lorsque l'échantillon est observé tel quel, on le place dans une chambre Utermöhl, où il est d'abord sédimenté pendant au moins 30 minutes afin de permettre aux algues de se déposer au fond de la chambre. Lorsque l'échantillon doit être concentré, on utilise des tubes de sédimentation de différents volumes afin de réaliser une sédimentation supplémentaire.

La référence principale utilisée pour l'identification des genres et des espèces de cyanobactéries et d'algues est la suivante : *A Species List and Pictorial Reference to the Phytoplankton of Central and Northern Canada* (Findlay et Kling 1979). Le dénombrement de chaque espèce est calculé en fonction de transects établis.

Enfin, la détermination de la biomasse s'effectue par calcul à partir de données existantes sur la taille cellulaire ou mesurées par le CEAEQ. Dans la majorité des cas, les valeurs sont mesurées et validées pour chaque échantillon, étant donné la variabilité de leur taille.

#### 2.4.2. Méthode d'analyse de quatre cyanotoxines

Les échantillons destinés à l'analyse des cyanotoxines par la méthode *MA 403 – Microcystines 1.0* (CEAEQ, 2003) sont prélevés dans des contenants de verre d'une capacité de 500 ml. Une feuille d'aluminium est placée sur le goulot afin d'empêcher tout contact entre l'échantillon et le bouchon de plastique. Pour les échantillons chlorés (eau traitée), 100 µl de Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 1 % est ajouté pour préserver les échantillons réfrigérés. La journée même où ils sont reçus au laboratoire, les échantillons sont filtrés et conservés à une température d'environ 4 °C. Le délai de conservation entre l'étape de prélèvement et celle de l'extraction ne doit pas excéder sept jours.

Aux fins d'analyse des cyanotoxines extracellulaires, une extraction est d'abord réalisée par le passage de 100 ml d'échantillon à travers une colonne de type octadécyle (C-18). Les cyanotoxines retenues sur la colonne sont éluées avec une solution de méthanol contenant 1 % d'acide trifluoroacétique. L'éluat recueilli est évaporé à sec sous atmosphère d'argon et repris à un volume de 1 ml au moment de l'analyse. Pour l'extraction des toxines intracellulaires, les cyanotoxines sont d'abord récupérées en extrayant le filtre de l'échantillon avec une solution de méthanol et d'eau au bain à ultrasons. L'extrait recueilli est aussi évaporé à sec sous atmosphère d'argon et repris à un volume final de 1 ml.

Les quatre cyanotoxines analysées (microcystine-LR, microcystine-RR, microcystine-YR et anatoxine-a<sup>7</sup>) sont séparées sur une colonne de chromatographie liquide de type C-18. L'appareil utilisé est un chromatographe en phase liquide couplé à un spectromètre de masse en tandem (HPLC-MS-MS Quattro Ultima de Waters) qui fonctionne dans le mode d'ions sélectifs (parents-filles). Ces ions diffèrent pour la plupart des cyanotoxines dosées. La concentration des cyanotoxines est déterminée par comparaison des surfaces chromatographiques obtenues à un temps de rétention donné entre l'échantillon et chacune des solutions d'étalonnage, tout en tenant compte des surfaces obtenues de l'étalon interne. Les limites de détection inscrites aux certificats d'analyse sont présentées au tableau 5. Elles sont valables pour l'analyse des cyanotoxines, tant extracellulaires qu'intracellulaires.

**Tableau 5 Limites de détection des cyanotoxines**

Cyanotoxine recherchée	Limites de détection (µg/l)		
	2001	2002	2003
Microcystine-LR	0,005	0,005	0,02 <sup>8</sup>
Microcystine-RR	0,1	0,1	0,1
Microcystine-YR	0,005	0,005	0,01 <sup>8</sup>
Anatoxine-a	0,005	0,01 <sup>8</sup>	0,1 <sup>8</sup>

7 La mesure réalisée combine les concentrations d'anatoxine-a et d'anatoxine-a(s).

8 La modification des limites de détection ne reflète pas un changement méthodologique, mais plutôt un ajustement des limites pratiques de détection à la suite de validations.



### **3. Résultats**

La présente section présente un sommaire des résultats analytiques obtenus pour les différents paramètres analysés chaque année, d'abord pour l'eau brute et ensuite pour l'eau traitée.

Dans le cas de l'eau brute, les échantillons ont été prélevés en vue de caractériser la problématique posée par les cyanobactéries dans les eaux utilisées pour produire l'eau potable aux stations ayant participé au suivi, et non dans le but d'évaluer l'impact des cyanobactéries sur d'autres usages du milieu aquatique, tels que des activités récréatives. En effet, comme nous l'avons mentionné à la section 2.1.3, les échantillons d'eau brute ont été prélevés à partir de conduites d'amenée qui prélèvent l'eau dans la partie inférieure des milieux aquatiques. Or, plusieurs espèces de cyanobactéries ont une capacité de contrôler leur niveau dans la colonne d'eau; elles se retrouvent donc en plus grandes abondances dans sa partie supérieure, là où la lumière est la plus disponible. De plus, dans certains cas, les cyanobactéries peuvent avoir tendance à s'accumuler à la surface en formant de l'écume. Aussi, la représentativité des échantillons prélevés aux prises d'eau s'avère difficile à établir relativement à leurs abondances de cyanobactéries et à leur composition en espèces par rapport à celles de l'ensemble de la zone photique du milieu aquatique.

En outre, aucune comparaison directe d'échantillons d'eau brute avec des échantillons correspondants d'eau traitée n'a été réalisée afin d'établir un degré d'élimination des cyanobactéries et des cyanotoxines par les traitements appliqués. En effet, on a considéré que le prélèvement simultané d'échantillons d'eau brute et d'eau traitée aux stations n'assurerait pas une exactitude suffisante de la comparaison entre les abondances de cyanobactéries ou les concentrations de cyanotoxines de ces échantillons. Pour être en mesure de réaliser une telle comparaison, la durée du traitement devrait idéalement être prise en compte afin de permettre un délai de quelques heures entre les deux types de prélèvement. Malgré cela, une incertitude pourrait demeurer, particulièrement au regard de possibles variations rapides des conditions du milieu servant de source d'approvisionnement.

#### **3.1. Phosphore total dans l'eau brute**

En 2003, le phosphore total dans l'eau brute a fait l'objet d'analyses afin de confirmer les niveaux estivaux médians (présentés à la section 2.1.2). Le tableau 6 présente les concentrations maximales et minimales mesurées à chacune des stations suivies, de même que les concentrations médianes obtenues.

**Tableau 6 Concentrations de phosphore total mesurées dans l'eau brute des six stations suivies en 2003**

	Bedford	Plessisville	Daveluyville	Farnham	Saint-Hyacinthe	Saint-Damase
Source d'approvisionnement	Baie Missisquoi	Rivière Bécancour	Rivière Bécancour	Rivière Yamaska	Rivière Yamaska	Rivière Yamaska
Nombre d'échantillons prélevés	9	10	9	9	10	4
Concentration maximale de P total (mg/l)	0,07	0,04	0,04	0,2	0,16	0,17
Concentration minimale de P total (mg/l)	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	0,08	0,11
Médiane des concentrations de P total (mg/l)	0,05	<0,01	<0,01	0,13	0,105	0,14

Comme le montre le tableau 6, les concentrations maximales mesurées dans l'eau brute des stations de Plessisville et de Daveluyville – approvisionnées par la rivière Bécancour – se sont élevées à 0,04 mg/l, tandis que les concentrations médianes étaient inférieures au seuil de détection. La concentration maximale obtenue à Bedford s'est élevée à 0,07 mg/l et la médiane, à 0,05 mg/l, ce qui correspond aux données présentées à la figure 2 (voir section 2.1.2). Les trois stations s'approvisionnant dans la rivière Yamaska ont pour leur part présenté des concentrations maximales se situant entre 0,16 mg/l et 0,2 mg/l, et des concentrations médianes se situant entre 0,105 mg/l et 0,14 mg/l. Rappelons que le critère de protection de la vie aquatique (effet chronique) est établi à 0,03 mg/l dans le cas d'une rivière (Ministère de l'Environnement 2004).

Ces données confirment d'abord que les concentrations de phosphore total sont plus faibles dans la rivière Bécancour que dans les autres sources d'approvisionnement ayant fait l'objet d'un suivi. Elles confirment également que parmi les trois milieux aquatiques étudiés (baie Missisquoi, rivière Bécancour et rivière Yamaska), c'est la rivière Yamaska qui présente les concentrations de phosphore total les plus élevées.

### 3.2. Cyanobactéries et cyanotoxines dans l'eau brute

#### 3.2.1. Abondances de cyanobactéries

Les analyses réalisées sur les échantillons d'eau brute ont permis de constater, pour les trois périodes annuelles d'échantillonnage, la présence de cellules de cyanobactéries dans 98 % des échantillons. Au total, 42 espèces de cyanobactéries ont été identifiées dans l'ensemble des échantillons d'eau brute de toutes les stations, entre 2001 et 2003 (voir le tableau détaillé à l'annexe 2). Ces espèces se répartissent dans 16 genres distincts. Seuls deux échantillons, parmi la centaine d'échantillons prélevés dans l'eau brute des stations participantes, ne contenaient pas de cyanobactéries.

Néanmoins, comme il est établi que les cyanobactéries sont naturellement présentes en petit nombre dans les milieux aquatiques sans égard à leur niveau trophique, leur seule présence constatée dans une source d'approvisionnement ne constitue pas une source de préoccupation importante quant à la qualité de l'eau potable produite. En effet, c'est plutôt lorsque les cyanobactéries croissent de façon excessive, formant des fleurs d'eau (*blooms*) et pouvant alors produire des cyanotoxines en concentrations détectables, que des préoccupations à l'égard de la santé publique peuvent être soulevées.

Dans le cas de l'eau servant d'approvisionnement pour la production d'eau potable, Bartram *et al.* (1999) ont établi à 2 000 cellules/ml le seuil à partir duquel il convient d'entreprendre certaines évaluations à l'égard des cyanobactéries, compte tenu du potentiel maximal connu de production de cyanotoxines par cellule. On constate qu'entre 17 % et 100 % du total des échantillons prélevés à chaque station, pour chaque année, montraient des abondances supérieures à ce seuil (voir tableau 7). La proportion est particulièrement élevée (supérieure ou égale à 75 %) aux stations de Bedford (2001, 2002 et 2003), de Farnham (2003), de Saint-Hyacinthe (2003) et de Saint-Damase (2003), et supérieure à 50 % aux stations de Plessisville (2003) et de Daveluyville (2003). Toutefois, dans les années précédentes, la fréquence d'abondances supérieures à 2 000 cellules/ml à ces deux stations s'était avérée beaucoup moindre. De façon globale, ces résultats confirment l'intérêt, pour l'ensemble des stations participantes, d'accorder à la question des cyanobactéries une attention particulière relativement à la production d'eau potable.

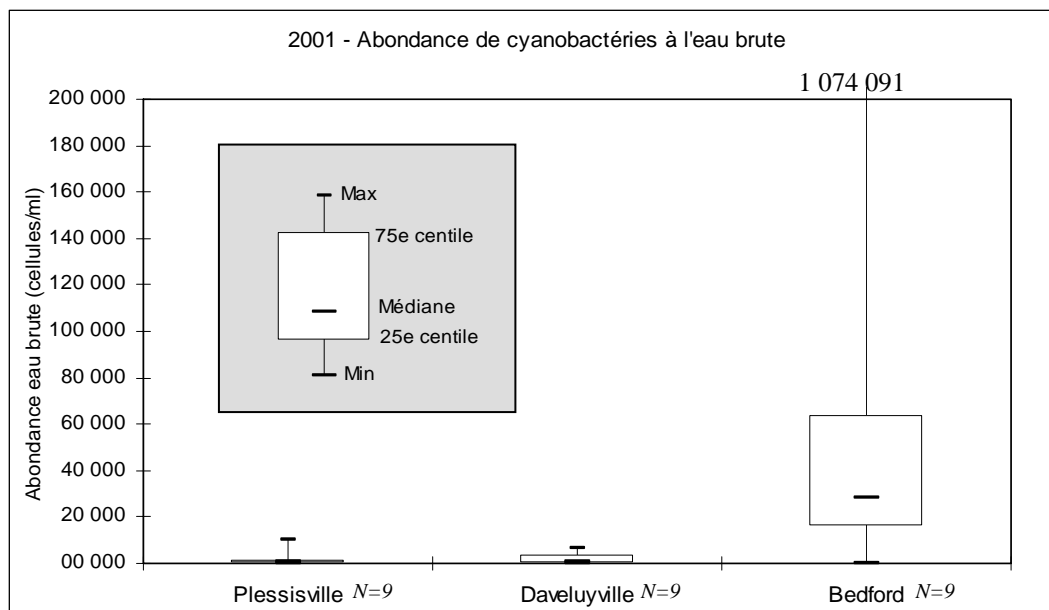
**Tableau 7** Nombre et pourcentage d'échantillons ayant présenté des abondances supérieures à 2 000 cellules/ml, selon les stations

		Plessisville	Daveluyville	Bedford	Farnham	Saint-Damase	Saint-Hyacinthe
Nombre d'échantillons présentant des abondances de cyanobactéries totales supérieures à 2 000 cell./ml	2001	2 (22 %)	3 (33 %)	7 (78 %)	-	-	-
	2002	5 (50 %)	1 (17 %)	6 (100 %)	-	-	1 (100 %)
	2003	6 (60 %)	5 (56 %)	8 (89 %)	9 (100 %)	4 (100 %)	8 (80 %)

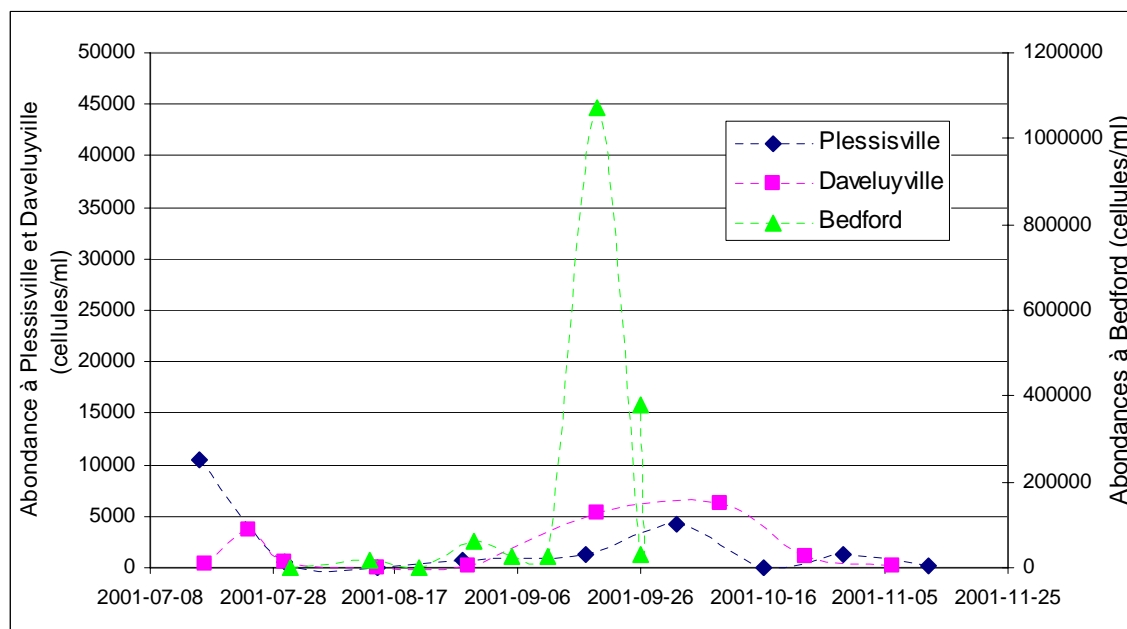
Dans les échantillons d'eau brute prélevés, les abondances maximales mesurées varient sensiblement d'une station à l'autre (voir figures 3a, 3b, 4a, 4b, 5a et 5b). En 2001 et 2002, soit les deux années durant lesquelles seules trois stations ont fait l'objet d'un suivi complet, l'abondance la plus importante obtenue a été de plus d'un million de cellules/ml, à Bedford, tandis qu'elle n'a été que de 6 262 cellules/ml et de 14 888 cellules/ml respectivement à Daveluyville et à Plessisville (voir tableau 8). Pour ces deux années, les abondances médianes obtenues aux stations de Plessisville et de Daveluyville sont également entre 32 et 232 fois inférieures aux valeurs observées dans l'eau brute de la station de Bedford (voir figure 3a). Les abondances élevées de cyanobactéries totales mesurées dans l'eau brute de la station de Bedford sont généralement cohérentes, si l'on considère les résultats des suivis

réalisés dans la colonne d'eau de la baie Missisquoi en 2001, où des abondances de plus d'un million de cellules/ml de cyanobactéries totales ont également été mesurées (Blais 2002).

**Figure 3a** Abondances de cyanobactéries totales mesurées aux trois stations suivies en 2001

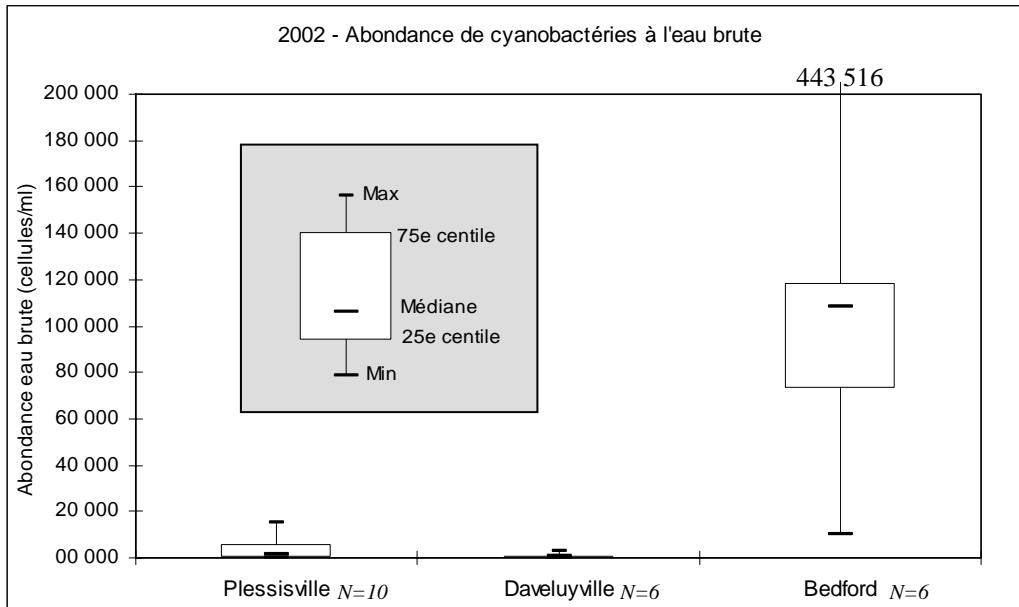


**Figure 3b** Variation des abondances de cyanobactéries totales mesurées aux trois stations suivies en 2001<sup>9</sup>

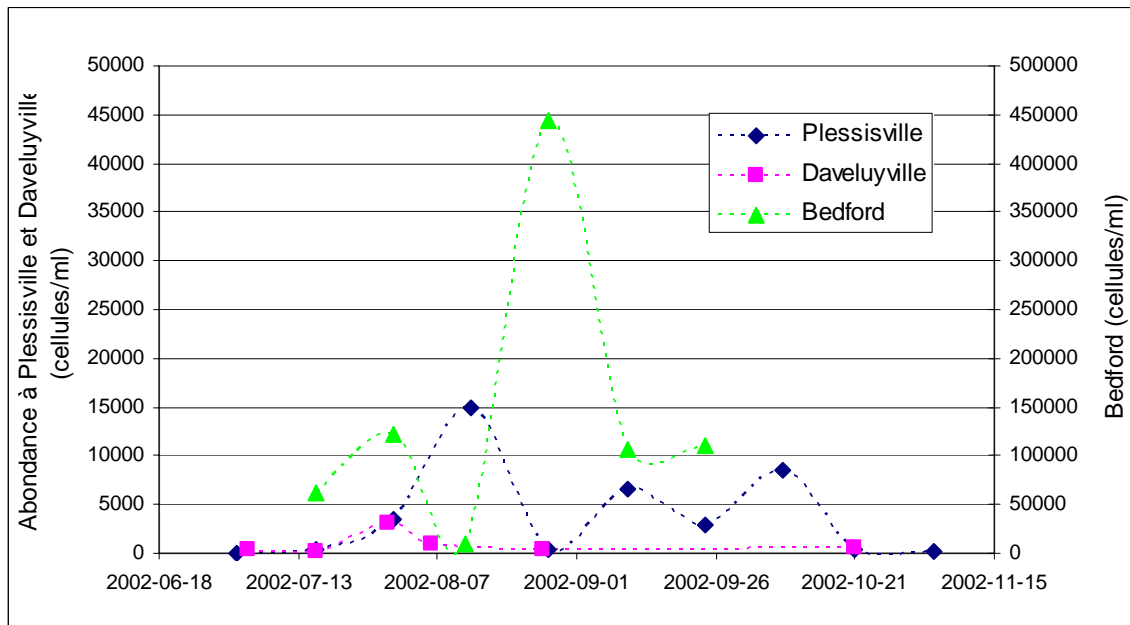


<sup>9</sup> Remarque : axe des ordonnées principal utilisé pour les abondances de cyanobactéries de Plessisville et de Daveluyville, axe secondaire utilisé pour les abondances de cyanobactéries de Bedford.

**Figure 4a** Abondances de cyanobactéries totales mesurées aux trois stations suivies en 2002

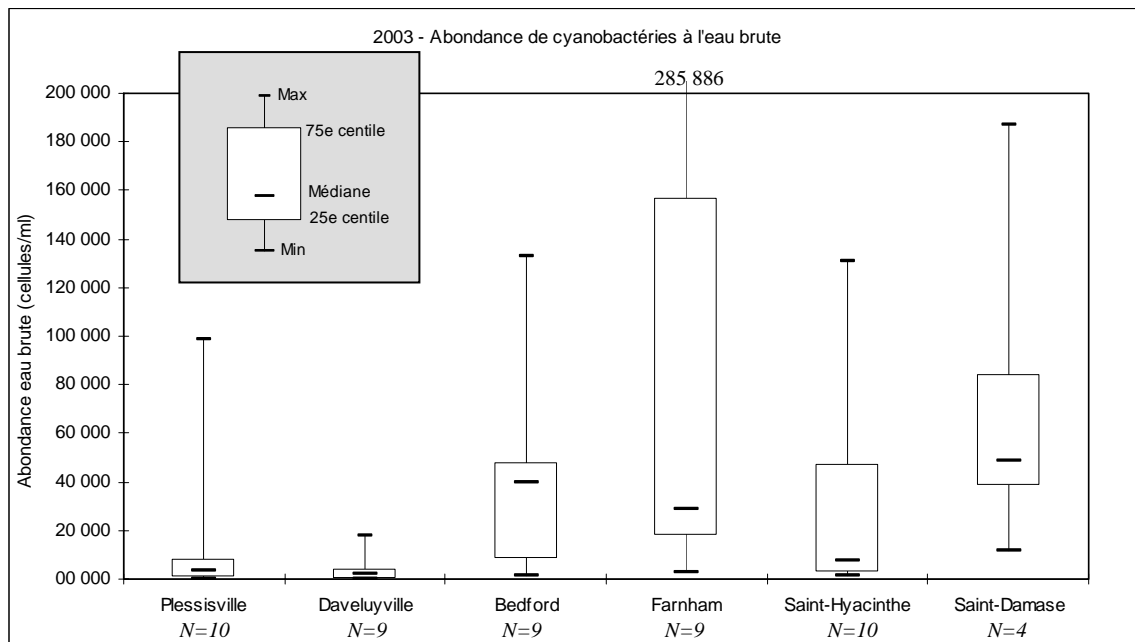


**Figure 4b** Variation des abondances de cyanobactéries totales mesurées aux trois stations suivies en 2002<sup>10</sup>

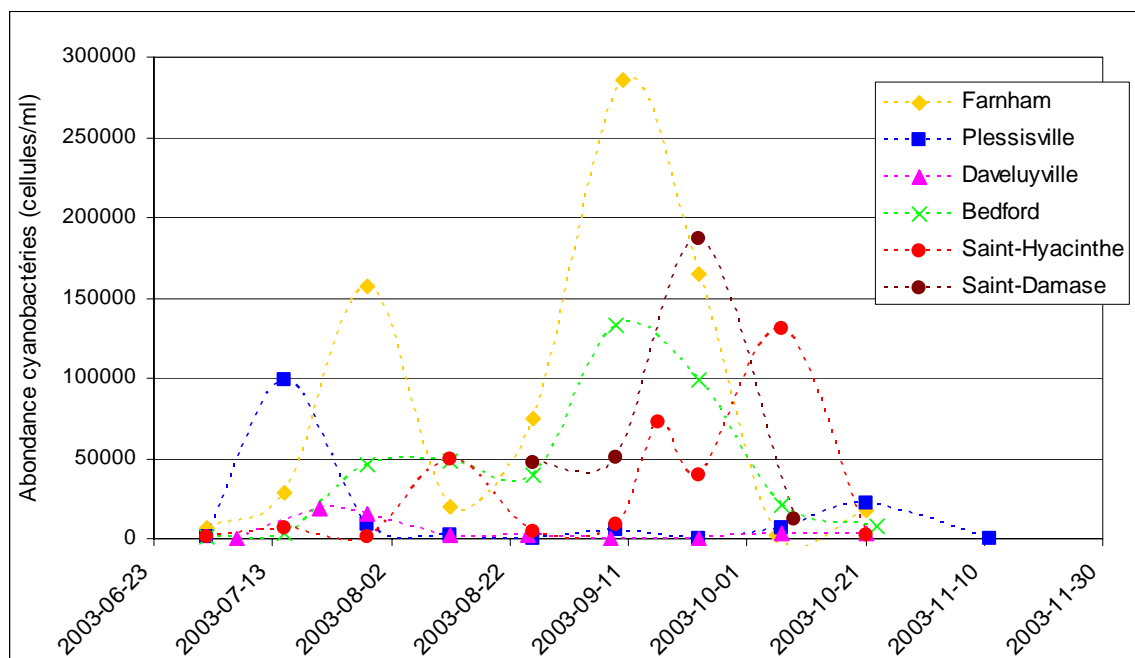


<sup>10</sup> Remarque : axes des ordonnées principal utilisé pour les abondances de cyanobactéries de Plessisville et de Daveluyville, axe secondaire utilisé pour les abondances de cyanobactéries de Bedford.

**Figure 5a** Abondances de cyanobactéries totales mesurées aux six stations suivies en 2003



**Figure 5b** Variation des abondances de cyanobactéries totales mesurées aux six stations suivies en 2003



**Tableau 8 Abondances maximales et médianes de cyanobactéries totales mesurées dans l'eau brute des stations suivies**

		Bedford	Daveluyville	Plessisville	Saint-Hyacinthe	Farnham	Saint-Damase <sup>11</sup>
Nombre d'échantillons prélevés	2001	9	9	9	-	-	-
	2002	6	6	10	1	-	-
	2003	9	9	10	10	9	4
Abondance maximale mesurée (cellules/ml)	2001	1 074 144	6 262	10 502	-	-	-
	2002	443 516	3 155	14 888	173 212	-	-
	2003	132 837	18 143	98 800	130 894	285 886	186 669
Médiane (cellules/ml)	2001	28 216	501	817	-	-	-
	2002	108 571	469	1 728	-	-	-
	2003	39 853	2 009	3 692	7 780	29 034	48 410

En 2003, l'abondance maximale mesurée à la prise d'eau de Farnham s'est avérée supérieure à celles obtenues à toutes les stations, y compris celle de Bedford, pour cette même année. Les valeurs maximale et médiane enregistrées à Bedford, en 2003, ont toutefois été plus de trois fois inférieures aux valeurs obtenues en 2002. Dans le cas des quatre autres stations ayant participé au suivi en 2003, l'eau brute de Saint-Damase est celle qui a montré les valeurs maximale et médiane les plus importantes (voir tableau 8); toutefois, comme des échantillons n'ont été prélevés à cet endroit qu'à partir du mois d'août, il est possible que la médiane soit surévaluée.

D'autre part, on peut constater que les valeurs maximale et médiane des stations de Plessisville et de Daveluyville ont été supérieures, en 2003, aux résultats des années précédentes. Toutefois, ces valeurs demeurent respectivement deux et trois fois inférieures aux valeurs obtenues à la station de Saint-Hyacinthe, qui présente par ailleurs les niveaux les moins élevés des trois stations situées sur la rivière Yamaska.

Les écarts importants entre les valeurs maximales et médianes obtenues aux trois stations de la rivière Yamaska, en 2003, peuvent susciter certains questionnements. Différents facteurs peuvent influencer la prolifération des cyanobactéries dans chacun des trois tronçons de la rivière Yamaska servant de source d'approvisionnement à ces stations. On peut notamment considérer que les ouvrages de retenue d'eau situés en amont des prises d'eau de Farnham et Saint-Hyacinthe (voir la section 2.1.2) contribuent à réduire la circulation de l'eau, et créent donc des milieux calmes propices à la prolifération des cyanobactéries, qui bénéficient également, comme nous l'avons déjà mentionné, de concentrations importantes de phosphore disponibles dans l'eau de la rivière. Dans ce contexte, le fait que les abondances soient moins importantes à Saint-Hyacinthe qu'à Farnham pourrait davantage résulter de la profondeur plus importante de la prise d'eau de Saint-Hyacinthe. Celle-ci pourrait en effet être située, sur le plan vertical, dans une zone dans laquelle la luminosité serait réduite et où les cyanobactéries se regrouperaient moins. Ces variations pourraient également dépendre, en partie, du moment de la journée où les échantillons ont été prélevés.

11 Station ayant réalisé des prélèvements à partir du 26 août 2003 seulement.

Par ailleurs, bien que sa période de suivi ait été réduite, la station de Saint-Damase a enregistré une valeur maximale plus importante que celle de Saint-Hyacinthe, située en aval. Outre une modification possible des caractéristiques des eaux entre ces deux stations causée par la confluence des rivières Noire et du Nord avec la rivière Yamaska, le plus petit nombre d'échantillons prélevés à Saint-Damase ainsi que l'utilisation d'un mode d'échantillonnage par dates prédéterminées sont autant de facteurs pouvant influencer les résultats obtenus. En effet, il semble que les abondances visuelles les plus importantes à la prise d'eau de Saint-Hyacinthe aient été constatées la semaine du 5 août 2003 (R. Bolduc, comm. pers. 2003), semaine pendant laquelle aucun échantillon n'a été prélevé.

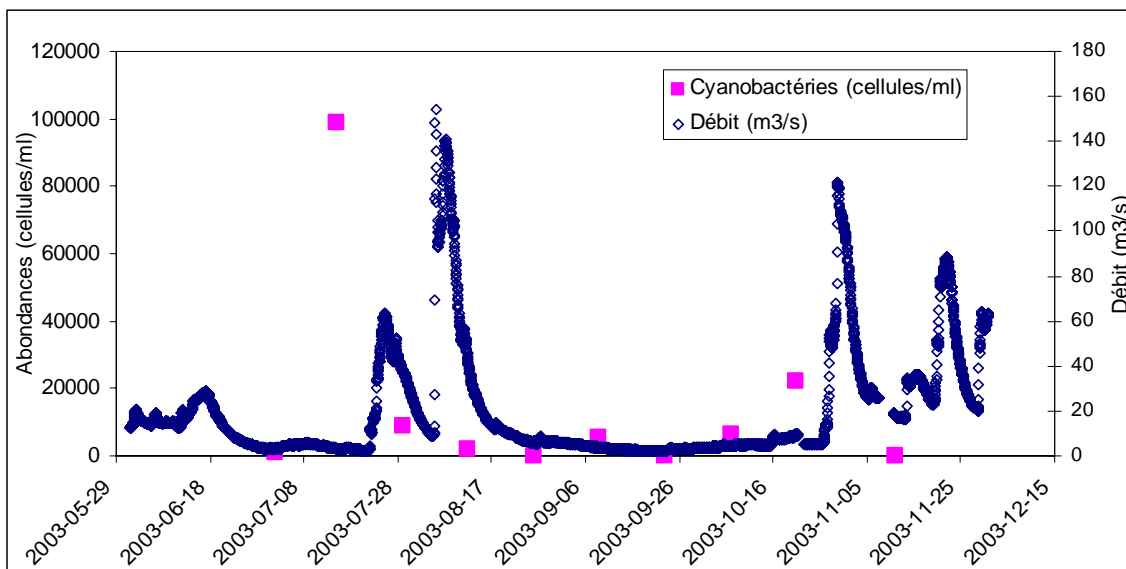
Les résultats obtenus relativement à l'eau brute des stations de Farnham et de Saint-Hyacinthe en 2003 peuvent être comparés aux mesures réalisées par Chevalier *et al.* (2001) en 2000 aux mêmes prises d'eau. Dans le cas de Farnham, le seul échantillon prélevé en 2000 dans le cadre de l'étude de Chevalier *et al.* (2001) a montré une abondance de 81 161 cellules/ml, soit une abondance inférieure à la valeur maximale obtenue en 2003, qui s'est élevée à 285 886 cellules/ml (voir tableau 8). À Saint-Hyacinthe, les deux échantillons prélevés en 2000 par Chevalier *et al.* (2001) ont montré une abondance maximale de 345 575 cellules/ml, soit près de trois fois supérieure à l'abondance maximale mesurée, en 2003, de 130 894 cellules/ml.

Toutefois, des comparaisons effectuées à partir d'un très petit nombre de résultats, comme dans l'étude de Chevalier *et al.* (2001), s'avèrent difficiles à interpréter. En effet, on sait que plusieurs facteurs peuvent faire varier rapidement les abondances de cyanobactéries à un même site. Les figures 3b, 4b et 5b illustrent d'ailleurs cette variabilité pour des échantillons prélevés à deux semaines d'intervalle. Comme ce fut le cas à Bedford le 26 septembre 2001, les abondances de cyanobactéries dans l'eau brute des stations ont pu varier d'un facteur de 5 au cours d'une même journée. Ainsi, deux échantillons prélevés le même jour, l'un le matin et l'autre l'après-midi, ont montré des abondances respectives de 68 953 cellules/ml et de 379 365 cellules/ml. De telles différences peuvent notamment résulter d'un déplacement vertical des cyanobactéries du milieu aquatique dans la colonne d'eau, selon la période de la journée (voir section 1). C'est d'ailleurs pour tenir compte de cette variabilité que l'on a demandé aux responsables des stations participantes de prélever les échantillons, dans la mesure du possible, au moment de la journée où les abondances s'avèrent généralement les plus importantes dans l'eau brute.

De plus, il semble que dans l'eau brute, lors de précipitations importantes, les abondances de cyanobactéries peuvent décroître fortement. Ainsi, des rapports d'observation visuelle des rivières Bécancour et Yamaska et de l'eau brute approvisionnant les stations ont fait état de la disparition visuelle des cyanobactéries à la suite d'épisodes de précipitations importantes ayant augmenté fortement le débit de la rivière (J. Picard, comm. pers. 2003; R. Bolduc, comm. pers. 2003). Les figures 6a et 6b présentent à cet égard l'évolution des abondances de cyanobactéries dans l'eau brute, de même que les variations du débit enregistré à une station hydrométrique située en amont durant la période de prélèvement de 2003. D'autres facteurs peuvent cependant avoir contribué à provoquer les baisses d'abondances constatées.

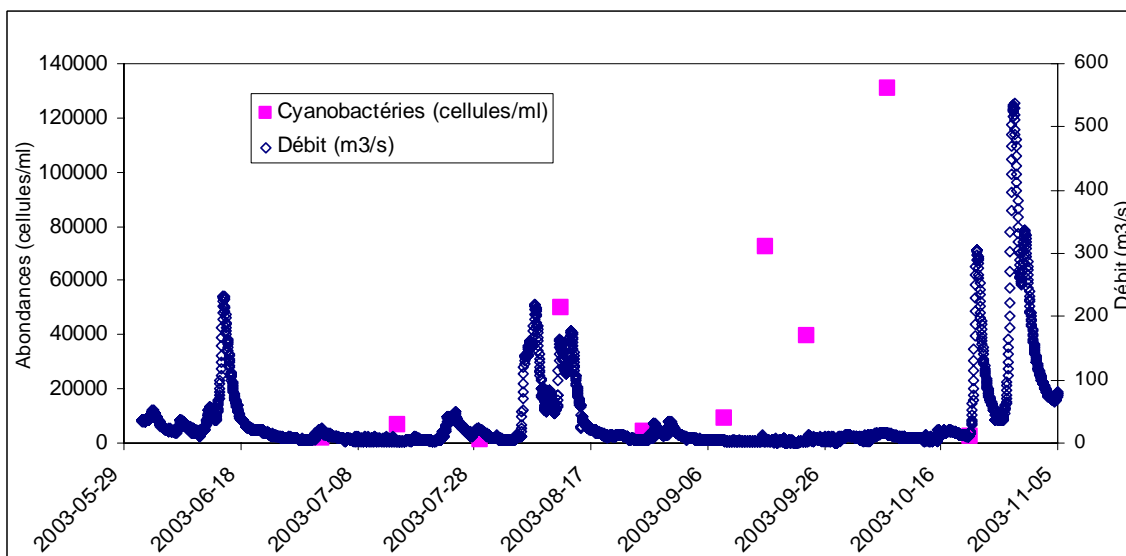


**Figure 6a** Influence possible des augmentations de débit sur les abondances de cyanobactéries constatées dans l'eau brute de la station de Plessisville en 2003



Source des données de débit : Centre d'expertise hydrique du Québec (station hydrométrique 024003)

**Figure 6b** Influence possible des augmentations de débit sur les abondances de cyanobactéries constatées dans l'eau brute de la station de Saint-Hyacinthe en 2003



Source des données de débit : Centre d'expertise hydrique du Québec (station hydrométrique 030345)

Ces figures montrent que les périodes d'augmentation de débit correspondent généralement aux abondances plus faibles de cyanobactéries mesurées. Une recrudescence des abondances de cyanobactéries peut par ailleurs être constatée lorsque les débits reviennent aux niveaux de base.

### 3.2.2. Abondances d'autres types d'algues

On a également identifié, dans les échantillons d'eau brute destinés à l'identification des cyanobactéries, d'autres types d'algues concurrencées par les cyanobactéries dans les milieux. Ces algues, qui font partie des familles des bacillariophycées, des chlorophycées, des chryptophycées, des chrysophycées et des euglenophycées, sont, à l'occasion, plus abondantes que les cyanobactéries dans les échantillons, particulièrement en termes de biomasse. En effet, pour les trois années de suivi réalisées, le nombre de cellules par millilitre d'autres algues est supérieur à l'abondance de cyanobactéries dans 7 % des échantillons seulement. Toutefois, en termes de biomasse, les autres algues représentent plus de la moitié de la biomasse totale dans 69 % des échantillons prélevés dans l'eau brute des stations d'eau potable en 2003. Cette proportion ne semble d'ailleurs pas plus élevée dans le cas des stations situées sur la rivière Bécancour, où les abondances maximales et médianes de cyanobactéries dans l'eau brute sont néanmoins les plus faibles comparativement aux quatre autres stations. Une biomasse totale moindre aux prises d'eau de la rivière Bécancour pourrait donc simplement résulter d'une disponibilité de phosphore relativement plus faible dans le milieu (voir section 2.1.2). Cette hypothèse reste cependant à valider.

Bien que ces algues ne constituent pas directement un risque pour la santé (aucune production connue de toxines), il faut souligner que leur présence importante dans l'eau brute peut, au même titre que des cellules de cyanobactéries, contribuer à augmenter la difficulté de maintenir un traitement efficace dans la production d'eau potable.

### 3.2.3. Abondances de cyanobactéries à potentiel toxique

Comme nous l'avons mentionné à la section 1, les cyanobactéries se divisent en espèces et en genres différents, dont certains ont un potentiel connu de production d'une ou de plusieurs cyanotoxines, alors que pour d'autres genres et d'autres espèces, rien n'a été démontré à ce sujet jusqu'à maintenant.

Différents auteurs ont compilé les résultats d'études réalisées sur cette question : Sivonen et Jones (1999), Duy *et al.* (2000), Yoo *et al.* (1995), Ransom *et al.* (1994), Utkilen *et al.* (2001), Haider *et al.* (2003) et Skulberg *et al.* (1993). Leurs résultats ont été utilisés pour déterminer les espèces à potentiel de production de cyanotoxines dans l'interprétation des résultats des trois années de suivi aux prises d'eau potable. Toutes les espèces retenues sont associées à un potentiel de production d'un ou de plusieurs types de cyanotoxines. Toutefois, dans certains cas, la toxine produite n'a pas fait l'objet d'analyses à l'occasion du présent suivi, ou n'était pas identifiée dans la documentation mentionnée précédemment.

De plus, on sait que certaines espèces de cyanobactéries présentent des souches à potentiel de production de cyanotoxines, alors que d'autres souches de la même espèce n'ont pas ce potentiel (Janse *et al.* 2004). On ne peut donc pas présumer que toutes les souches québécoises des espèces faisant partie de la liste utilisée et ayant été identifiées dans les échantillons ont bel et bien un potentiel de production de cyanotoxines. Néanmoins, il convient d'adopter une approche prudente à ce sujet. Voilà pourquoi, en l'absence d'études démontrant le contraire dans la situation géographique du Québec, ces espèces ont été systématiquement considérées comme si elles présentaient un potentiel de production de cyanotoxines aux fins du présent suivi.

L'eau brute prélevée aux différentes stations a montré, dans 79 % des échantillons, la présence d'une ou de plusieurs espèces à potentiel de production de cyanotoxines (voir tableau 9). La proportion s'avère plus élevée en 2001 et 2002 qu'en 2003, soit respectivement 93 % en 2001, 100 % en 2002 et 63 % en 2003. La proportion plus faible en 2003 n'est pas uniquement le fait des nouvelles stations intégrées au suivi, puisque l'eau prélevée aux trois stations ayant participé en 2001 et 2002 affichait également, en 2003, un taux plus faible de cyanobactéries à potentiel toxique que dans les années précédentes.

**Tableau 9** Nombre d'échantillons d'eau brute contenant des cyanobactéries à potentiel toxique


	Années de suivi			Total
	2001	2002	2003	
Nombre d'échantillons prélevés	27	23	51	101 <sup>12</sup>
Nombre d'échantillons contenant des cyanobactéries à potentiel toxique	25	23	32	80
Pourcentage de présence	92,6 %	100 %	62,7 %	79,2 %

Au total, 13 espèces à potentiel toxique ont été identifiées dans l'eau brute d'une station, à au moins une occasion durant les trois périodes de suivi. Le tableau 10 présente leur fréquence d'identification selon les stations et les années.

12 L'un des 102 échantillons prélevés en 2003 n'a pas fait l'objet d'analyse pour l'identification de cyanotoxines.

**Tableau 10** Présence d'espèces considérées à potentiel toxique dans les échantillons prélevés

	Plessisville			Daveluyville			Bedford			Saint-Hyacinthe		Farnham	Saint-Damase
	2001	2002	2003	2001	2002	2003	2001	2002	2003	2002	2003	2003	2003
Nombre d'échantillons	9	10	10	9	6	9	9	6	9	1	10	9	4
Nombre (et proportion) d'échantillons contenant des cyanobactéries à potentiel toxique	9 (100 %)	10 (100 %)	7 (70 %)	7 (78 %)	6 (100 %)	1 (11 %)	9 (100 %)	6 (100 %)	5 (56 %)	1 (100 %)	7 (70 %)	8 (9 %)	4 (100 %)
Espèces à potentiel toxique identifiées :													
<i>Anabaena flos-aquae</i>	55,6 %	70 %	0 %	55,6 %	33,3 %	11,1 %	55,6 %	50 %	22,2 %	0 %	50 %	44,4 %	75 %
<i>Anabaena planctonica</i>	0 %	10 %	0 %	11,1 %	0 %	0 %	11,1 %	0 %	0 %	100 %	0 %	0 %	0 %
<i>Anabaena solitaria</i>	0 %	0 %	10 %	0 %	0 %	0 %	11,1 %	16,7 %	11,1 %	0 %	10 %	0 %	0 %
<i>Anabaena spiroides</i>	0 %	0 %	10 %	0 %	0 %	0 %	22,2 %	50 %	11,1 %	0 %	20 %	22,2 %	50 %
<i>Anabaena sp.</i>	0 %	0 %	10 %	0 %	0 %	0 %	11,1 %	0 %	0 %	0 %	10 %	11,1 %	0 %
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	44,4 %	40 %	70 %	44,4 %	33,3 %	11,1 %	55,6 %	50 %	11,1 %	0 %	20 %	22,2 %	0 %
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	0 %	10 %	0 %	0 %	33,3 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	10 %	11,1 %	0 %
<i>Coelosphaerium naegilianum</i>	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	20 %	11,1 %	0 %
<i>Gomphosphaeria aponica</i>	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	10 %	0 %	0 %
<i>Gomphosphaeria lacustris</i>	0 %	20 %	0 %	11,1 %	16,7 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	55,6 %	0 %
<i>Microcystis flos-aquae</i>	44,4 %	10 %	0 %	11,1 %	16,7 %	0 %	55,6 %	33,3 %	22,2 %	0 %	20 %	55,6 %	50 %
<i>Microcystis sp.</i>	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	11,1 %	0 %	0 %	0 %	0 %
<i>Oscillatoria aghardii</i>	0 %	10 %	0 %	0 %	16,7 %	0 %	0 %	0 %	0 %	100 %	10 %	11,1 %	0 %
Nombre d'espèces à potentiel toxique identifiées	3	7	4	5	6	2	7	5	6	2	10	9	3
Nombre total d'espèces identifiées	12	22	11	13	14	14	16	12	12	3	20	23	14

 : Espèce identifiée à au moins une occasion

Le tableau 10 permet de constater la présence plus fréquente de certaines espèces à potentiel de production de cyanotoxines dans les échantillons, de même que la constance d'identification de certaines espèces davantage dans certains milieux que dans d'autres. Ainsi, seule l'espèce *Aphanizomenon flos-aquae* a été détectée à au moins une station parmi tous les milieux aquatiques (rivière Yamaska, rivière Bécancour et baie Missisquoi) dans les

trois années de suivi, alors qu'une ou plusieurs espèces des genres *Anabaena* et *Microcystis* ont été identifiées à au moins une occasion dans les eaux brutes de l'ensemble des stations participantes. En comparaison, dans les milieux aquatiques finlandais, le genre *Anabaena* était le plus commun dans les milieux aquatiques envahis par les cyanobactéries ayant fait l'objet d'un échantillonnage, alors qu'*Aphanizomenon flos-aquae* est l'espèce la plus fréquemment retrouvée (Sivonen *et al.* 1990).

Bedford est par ailleurs la seule station où certaines espèces du tableau 10 (soit *Coelosphaerium kuetzingianum et naegilianum*, *Gomphosphaeria aponica et lacustris* et *Oscillatoria aghardii*) n'ont jamais été identifiées. Des conditions plus favorables à certaines espèces de cyanobactéries dans les différentes eaux brutes analysées pourraient expliquer ces différences. Par exemple, Willén et Mattson (1997) rapportent que le genre *Anabaena* est généralement compétitif dans des conditions de faible disponibilité de nutriments, alors que le genre *Microcystis* et certaines espèces du genre *Aphanizomenon* requièrent des concentrations supérieures de nutriments. Cette relation, établie dans le contexte de la Suède, ne reflète cependant pas la situation constatée au Québec, puisque les genres *Aphanizomenon* et *Microcystis*, tout comme *Anabaena*, ont été identifiés dans la rivière Bécancour, alors que celle-ci montre des concentrations de phosphore total souvent inférieures à 0,01 mg/l (voir section 3.1). D'autres facteurs pourraient donc être en cause.

Toutefois, les espèces de cyanobactéries à potentiel toxique représentent la majorité des cellules de cyanobactéries identifiées dans 35 % des échantillons seulement. Cette proportion était maximale à Plessisville (60 %) en 2002 et 2003. Néanmoins, des abondances maximales de cyanobactéries à potentiel toxique de plus de 100 000 cellules/ml ont été constatées dans l'eau brute de Bedford dans les trois années de suivi (318 880 cellules à potentiel toxique/ml en 2002). Ces abondances s'avèrent inférieures aux résultats rapportés par Blais (2002) pour le suivi réalisé en 2001 à la baie Missisquoi et lors duquel des abondances de cyanobactéries à potentiel toxique de plus de 1,8 million de cellules/ml ont été constatées.

#### 3.2.4. Concentrations de cyanotoxines mesurées

Le suivi des cyanotoxines présentes dans les échantillons d'eau brute aide à évaluer le risque, pour les stations, de distribuer une eau présentant un risque pour la santé. Ainsi, le tableau 11 présente la proportion totale des échantillons d'eau brute ayant montré, pour chacune des stations et chaque année, la présence d'au moins une cyanotoxine, extracellulaire ou intracellulaire<sup>13</sup>, à une concentration excédant les limites de détection<sup>14</sup>.

13 Analyse intracellulaire réalisée sur quelques échantillons seulement (2001).

14 Les limites de détection sont présentées au tableau 5 de la section 2.4.2.

**Tableau 11 Détection de cyanotoxines totales dans les échantillons d'eau brute**

		Bedford	Daveluyville	Plessisville	Farnham	Saint-Damase	Saint-Hyacinthe
Nombre (et proportion) d'échantillons dans lesquels une cyanotoxine a été détectée	2001	8 (100 %)	2 (22,2 %)	2 (22,2 %)	-	-	-
	2002	6 (100 %)	2 (33,3 %)	6 (66,7 %)	-	-	2 (100 %)
	2003	2 (22,2 %)	0 (0 %)	1 (10 %)	3 (33,3 %)	0 (0 %)	1 (10 %)
Total (et proportion) des échantillons avec cyanotoxine détectée (2001, 2002 et 2003)		35 (34,9 %)					

On peut constater que, selon les années et les stations, le pourcentage de détection d'au moins une des quatre cyanotoxines recherchées est variable. Ce pourcentage est maximal dans l'eau brute de Bedford (100 % des échantillons) en 2001 et 2002, et minimal dans l'eau brute de Daveluyville et de Plessisville (22 % des échantillons) en 2001. L'année 2003 montre, pour les stations de Bedford, de Daveluyville, de Plessisville et de Saint-Hyacinthe, un pourcentage de détection de cyanotoxines plus faible que dans les années précédentes. Cette baisse pourrait s'expliquer par le plus faible pourcentage de présence et d'abondances d'espèces à potentiel toxique identifiées dans les échantillons (voir tableau 10).

À l'échelle mondiale, d'après Chorus *et al.* (2000), environ 75 % des échantillons de cyanobactéries prélevés dans des milieux aquatiques contiendraient des concentrations détectables de cyanotoxines. Carmichael (2001) et Fastner *et al.* (1999) rapportent pour leur part des pourcentages respectifs de 80 % et de 72 %, néanmoins très similaires à la valeur synthèse de 75 % de Chorus *et al.* (2000).

Aussi, dans le contexte du présent suivi, la proportion généralement inférieure à 75 % des échantillons d'eau brute dans lesquels des cyanotoxines ont été détectés, pour chaque station et par année, pourrait résulter de la situation particulière des prises d'eau des stations de production d'eau potable, situées dans la partie inférieure de la colonne d'eau des milieux aquatiques (voir section 2.1.3). La tendance de plusieurs espèces de cyanobactéries à potentiel toxique à former de l'écume en surface (Mur *et al.* 1999) – écume qui peut ensuite s'échouer sur la rive, selon les vents – pourrait également contribuer à ce phénomène, particulièrement dans le cas des cyanotoxines intracellulaires. Il est peu probable que la précision de la méthode d'analyse soit en cause, puisque l'utilisation de la chromatographie liquide couplée à un spectromètre de masse est généralement reconnue pour ses faibles limites de détection, sa précision et sa grande fiabilité comparativement à d'autres méthodes analytiques, dont celles basées sur les principes immuno-enzymatiques, bien que ces dernières puissent présenter une utilité plus grande dans l'évaluation de la toxicité globale d'un échantillon (Harada *et al.* 1999).

Les fréquences plus faibles de détection de cyanotoxines, en 2003, aux stations de Plessisville, de Daveluyville et de Bedford, pourraient être liées à des conditions environnementales particulières survenues en 2003 dans ces milieux. Si tel était le cas, les très faibles taux de détection de cyanotoxines aux trois stations de la rivière Yamaska, en 2003, (voir tableau 11) pourraient en fait être associés davantage à une variabilité annuelle des conditions qu'à une différence intrinsèque des caractéristiques des proliférations de cyanobactéries survenant dans cette rivière par rapport aux autres milieux québécois. En comparaison, les quatre échantillons de cyanotoxines prélevés par Chevalier *et al.* (2001) dans l'eau brute de la prise d'eau de Farnham en 2000 ont montré une présence détectable, bien que faible, de microcystine-LR (maximum 0,02 µg/l), alors qu'un des quatre échantillons prélevés dans le cadre du suivi dans l'eau brute de la station de Saint-Hyacinthe a présenté des concentrations détectables de microcystine-LR et RR (maximum 0,03 µg/l). Seules quelques années supplémentaires de suivi pourraient permettre de raffiner différentes hypothèses pour expliquer ces faibles concentrations de cyanotoxines constatées dans la rivière Yamaska.

En 2002<sup>15</sup>, parmi les 16 échantillons d'eau brute ayant présenté des concentrations détectables de cyanotoxines (69,6 % de tous les échantillons analysés), 56,3 % ont présenté des concentrations détectables d'une ou de plusieurs toxines intracellulaires et extracellulaires à la fois (voir tableau 12). Par ailleurs, 25 % de ces échantillons ont présenté des concentrations de cyanotoxines extracellulaires seulement, et 18,8 %, des concentrations détectables de cyanotoxines intracellulaires uniquement.

**Tableau 12 Détection des cyanotoxines totales dans les échantillons d'eau brute prélevés en 2002 et 2003**

	2002	2003
Nombre total d'échantillons avec concentration détectable de cyanotoxine	16 (69,6 %)	7 (13,7 %)
Nombre d'échantillons avec détection simultanée de cyanotoxines extracellulaires et intracellulaires	9 (56,3 %)	0 (0 %)
Nombre d'échantillons avec détection de cyanotoxines extracellulaires seulement	4 (25 %)	4 (57,1 %)
Nombre d'échantillons avec détection de cyanotoxines intracellulaires seulement	3 (18,8 %)	3 (42,9 %)

En 2003, le portrait était différent, puisque seuls 13,7 % des échantillons analysés ont présenté une concentration détectable d'une ou de plusieurs cyanotoxines (voir tableau 12). De plus, des sept échantillons avec concentration détectable de cyanotoxine, aucun n'a

<sup>15</sup> Ce constat ne peut être établi pour 2001 puisque les cyanotoxines intracellulaires n'ont pas fait l'objet d'analyse systématique dans les échantillons à ce moment-là.

présenté de concentration détectable de cyanotoxines intracellulaires et extracellulaires dans le même échantillon, alors que quatre échantillons (57 %) ont présenté des concentrations détectables de cyanotoxines extracellulaires uniquement. Soulignons également que les deux stations situées sur la rivière Bécancour (Plessisville et Daveluyville) n'ont présenté aucun échantillon concentration détectable de cyanotoxine pour cette période.

En moyenne, les concentrations intracellulaires mesurées en 2002 représentaient 91,6 % du total des cyanotoxines mesurées dans l'ensemble des échantillons positifs. En 2003, la proportion était de 80 %. Ces proportions élevées de concentrations de cyanotoxines intracellulaires par rapport aux cyanotoxines totales dans les échantillons prélevés corroborent les observations relevées dans la documentation. Différents auteurs (Tsuji *et al.* 1996; Park *et al.* 1998; Chorus *et al.* 2000; Fromme *et al.* 2000; Oh *et al.* 2001; Maatouk *et al.* 2002) ont en effet obtenu, dans le cadre de leurs études, des résultats similaires, soit des concentrations de cyanotoxines intracellulaires (particulièrement les microcystines) représentant plus de 70 % des concentrations de cyanotoxines totales présentes dans les échantillons analysés.

Parmi les quatre cyanotoxines recherchées dans les échantillons, la microcystine-LR (MC-LR) est celle qui a été détectée le plus fréquemment dans l'eau brute, et ce, au cours des trois années de suivi (voir tableau 13). La MC-LR a en effet été détectée dans 28 % des échantillons, contre 3 %, 6 % et 9 % respectivement pour la microcystine-RR (MC-RR), la microcystine-YR (MC-YR) et l'anatoxine-a (A-a).

**Tableau 13 Fréquence de détection de cyanotoxines totales dans les échantillons d'eau brute prélevés en 2001, 2002 et 2003**

Année de suivi	Nombre (et proportion) d'échantillons présentant une concentration détectable de cyanotoxines			
	MC-LR	MC-RR	MC-YR	A-a
2001	9 (34,6 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	3 (11,5 %)
2002	14 (60,9 %)	3 (13 %)	5 (21,7 %)	4 (17,4 %)
2003	5 (9,8 %)	0 (0 %)	1 (2 %)	2 (3,9 %)
Total	28 (28 %)	3 (3 %)	6 (6 %)	9 (9 %)

Les microcystines-RR et YR n'ont été détectées que dans l'eau brute des stations de Bedford et de Saint-Hyacinthe, tandis que les stations de Bedford et de Saint-Damase n'ont présenté aucun échantillon avec concentration détectable d'anatoxine-a (voir tableau 14). Seule la station de Saint-Damase n'a par ailleurs présenté en 2003 aucun échantillon d'eau brute avec concentration détectable de cyanotoxines; le plus petit nombre d'échantillons qui y ont été prélevés pourrait expliquer ces résultats.



La concentration maximale (pour un même échantillon : concentration extracellulaire additionnée à la concentration intracellulaire, lorsque disponible) mesurée dans l'eau brute dans les trois années de suivi s'est élevée à 3,5 µg/l dans le cas de la microcystine-LR (voir tableau 14), comparativement à 0,93 µg/l, 0,126 µg/l et 2,26 µg/l respectivement pour la microcystine-RR, la microcystine-YR et l'anatoxine-a. Ces concentrations maximales ont toutes été mesurées en 2001 ou en 2002. La concentration maximale de microcystine-LR a été obtenue à la station de Bedford, celles de MC-RR et de MC-YR, à la station de Saint-Hyacinthe, alors que la valeur maximale d'anatoxine-a provient de la station de Plessisville.

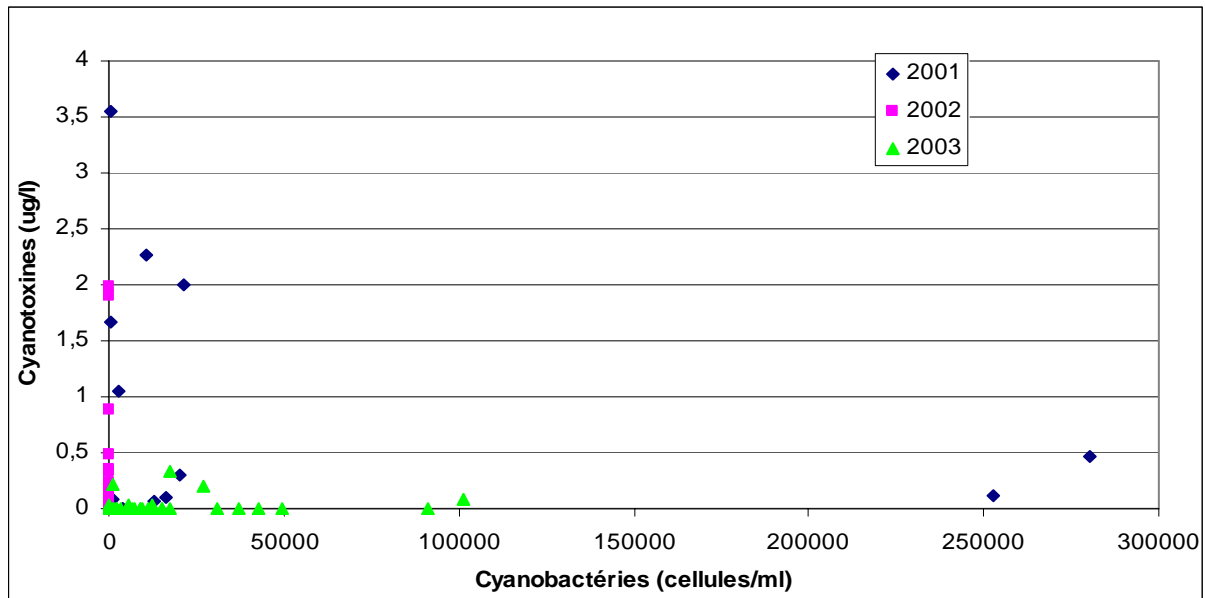
**Tableau 14 Valeurs maximales de cyanotoxines totales mesurées dans les échantillons d'eau brute prélevés en 2001, 2002 et 2003**

Stations	Concentrations maximales de cyanotoxines détectées (µg/l) (et année)			
	MC-LR	MC-RR	MC-YR	A-a
Plessisville	0,095 (2002)	ND	ND	2,26 (2001)
Daveluyville	0,04 (2002)	ND	ND	1,67 (2001)
Bedford	3,542 (2001)	0,13 (2002)	0,05 (2002)	ND
Farnham	0,34 (2003)	ND	ND	0,2 (2003)
Saint-Damase	ND	ND	ND	ND
Saint-Hyacinthe	0,928 (2002)	0,93 (2002)	0,126 (2002)	0,21 (2003)
Maximum	3,542 (2001)	0,93 (2002)	0,126 (2002)	2,26 (2001)

ND : non détecté

Le suivi réalisé aux six prises d'eau a permis de constater l'absence de corrélation entre l'abondance de cyanobactéries totales ou de cyanobactéries à potentiel toxique et les concentrations totales de cyanotoxines détectées (voir figure 7). Ainsi, la présence d'une fleur d'eau importante ne signifie pas nécessairement que des toxines sont présentes en concentrations importantes, et vice-versa. La concentration maximale de microcystine-LR mesurée à la station de Bedford (dont 3,46 µg/l de microcystine-LR intracellulaire) correspond à la présence d'un petit nombre de cyanobactéries à potentiel toxique, soit 508 cellules/ml, dominée par *Aphanizomenon flos-aquae*. La documentation fait état de production d'hépatotoxines par *Aphanizomenon flos-aquae* (Yoo *et al.*, 1995), bien que ce genre ait davantage été associé à la production de neurotoxines, dont la saxitoxine (Sivonen et Jones, 1999). La saxitoxine n'a cependant pas fait l'objet d'analyses dans la présente étude.

**Figure 7** Abondance de cyanobactéries à potentiel toxique en comparaison des concentrations de cyanotoxines totales<sup>16</sup> mesurées dans l'eau brute de six stations d'eau potable en 2001, 2002 et 2003



Les concentrations maximales de microcystine-RR et de microcystine-YR obtenues à la station de Saint-Hyacinthe proviennent d'un même échantillon, dominé par l'espèce *Chroococcus minutus* (ne présentant pas de potentiel toxique connu), mais comportant néanmoins 1 567 cellules/ml d'*Anabaena planctonica* et 7 375 cellules/ml d'*Oscillatoria aghardii*. On sait que ces deux espèces présentent un potentiel toxique (voir section 3.1.3), bien que dans la documentation, seule *Oscillatoria aghardii* ait été associée à une production d'hépatotoxines (Sivonen et Jones 1999; Duy *et al.* 2000; Utkilen *et al.* 2000).

Pour sa part, la concentration maximale d'anatoxine-a (2,26 µg/l intracellulaire uniquement) enregistrée à la station de Plessisville correspondait à une concentration de cyanobactéries à potentiel toxique de 10 502 cellules/ml dominée par *Anabaena flos-aquae*. Un phénomène semblable a également été observé dans différentes études répertoriées par Sivonen et Jones (1999). D'autres études rapportent également la production d'hépatotoxines par cette espèce.

Par ailleurs, tous les échantillons dans lesquels des cyanotoxines ont été détectées, à l'exception d'un seul, contenaient une ou plusieurs espèces de cyanobactéries à potentiel toxique. Le tableau 15 présente cette corrélation.

16 Somme de toutes les variantes de cyanobactéries détectées.

**Tableau 15** Cyanotoxines détectées dans l'eau brute et espèces à potentiel toxique identifiées dans les échantillons

	Station et date <sup>17</sup>	Cyanotoxines présentes (et concentration)	Espèces à potentiel toxique présentes
2001	PL 2001-07-16	A-a (2,26 µg/l)	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
	PL 2001-10-29	MC-LR (0,013 µg/l)	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Microcystis flos-aquae</i>
	DA 2001-07-17	A-a (1,63 µg/l)	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
	DA 2001-07-24	A-a (1,06 µg/l)	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
	BE 2001-08-13	MC-LR (0,075 µg/l)	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Anabaena spiroides</i>
	BE 2001-08-21	MC-LR (0,091 µg/l)	<i>Anabaena spiroides</i> , <i>Microcystis flos-aquae</i>
	BE 2001-08-30	MC-LR (0,293 µg/l)	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
	BE 2001-09-05	MC-LR (2,108 µg/l)	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Microcystis flos-aquae</i>
	BE 2001-09-11	MC-LR (3,542 µg/l)	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
	BE 2001-09-19	MC-LR (0,467 µg/l)	<i>Anabaena sp.</i> , <i>Microcystis flos-aquae</i>
	BE 2001-09-26	MC-LR (0,102 µg/l)	<i>Anabaena planctonica</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Microcystis flos-aquae</i>
	BE 2001-09-26	MC-LR (0,117 µg/l)	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
2002	BE 2002-07-16	MC-LR (0,35 µg/l)	<i>Anabaena flos-aquae</i>
	BE 2002-07-30	MC-LR (0,14 µg/l)	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Anabaena solitaria</i>
	BE 2002-08-12	MC-LR (0,2 µg/l)	<i>Anabaena flos-aquae</i>
	BE 2002-08-27	MC-LR (0,84 µg/l), MC-YR (0,05 µg/l)	<i>Anabaena spiroides</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Microcystis flos-aquae</i>
	BE 2002-09-10	MC-LR (0,216 µg/l), MC-YR (0,009 µg/l)	<i>Anabaena spiroides</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Microcystis flos-aquae</i>
	BE 2002-09-24	MC-LR (0,182 µg/l), MC-RR (0,13 µg/l), MC-YR (0,019 µg/l)	<i>Anabaena spiroides</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
	DA 2002-08-06	MC-LR (0,02 µg/l)	<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>
	DA 2002-08-26	MC-LR (0,04 µg/l)	<i>Gomphosphaeria lacustris</i> , <i>Microcystis flos-aquae</i> , <i>Oscillatoria aghardii</i>
	PL 2002-07-16	A-a (0,08 µg/l)	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Gomphosphaeria lacustris</i>
	PL 2002-07-30	A-a (1,9 µg/l)	<i>Anabaena flos-aquae</i>
	PL 2002-08-13	MC-LR (0,095 µg/l)	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
	PL 2002-08-27	MC-LR (0,024 µg/l)	<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>
	PL 2002-09-24	MC-LR (0,08 µg/l), A-a (0,026 µg/l)	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
	PL 2002-10-26	MC-LR (0,032 µg/l)	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Microcystis flos-aquae</i>
2003	FA 2003-07-15	MC-LR (0,032 µg/l)	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Gomphosphaeria lacustris</i> , <i>Microcystis flos-aquae</i>
	FA 2003-08-26	MC-LR (0,34 µg/l)	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Coelosphaerium naegilianum</i> , <i>Microcystis flos-aquae</i>
	FA 2003-09-10	A-a (0,2 µg/l)	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Anabaena spiroides</i>
	PL 2003-07-15	MC-LR (0,04 µg/l)	<i>Anabaena spiroides</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
	BE 2003-07-02	MC-LR (0,04 µg/l)	
	BE 2003-09-02	MC-LR (0,07 µg/l), MC-YR (0,013 µg/l)	<i>Microcystis flos-aquae</i>
	SH 2003-07-15	A-a (0,21 µg/l)	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>

17 PL : station de Plessisville; DA : station de Daveluyville; BE : station de Bedford; FA : station de Farnham, SH : station de Saint-Hyacinthe.

### 3.2.5. Principaux constats relatifs aux résultats d'eau brute

En résumé, les cyanobactéries sont présentes dans l'eau brute des sources d'approvisionnement des six stations de production d'eau potable ayant participé à l'étude. Dans tous les cas, des abondances de plus de 2 000 cellules/ml ont pu être constatées, et ce, de façon fréquente. Ces densités, associées à la présence de 42 espèces de cyanobactéries, dont 13 espèces à potentiel connu de production de cyanotoxines, confirment l'intérêt de réaliser un suivi du phénomène. Plusieurs défis se posent aux stations afin de maintenir l'efficacité du traitement et la qualité de l'eau produite. Ces défis peuvent notamment être associés à des variations importantes et parfois rapides dans les abondances de cyanobactéries, résultant, entre autres, de l'évolution des conditions météorologiques et de précipitations. Des concentrations de cyanotoxines ont présenté, à quelques reprises, des valeurs élevées.

Pour le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, les variations spatiales et temporelles (intraannuelles et interannuelles), constatées lors des suivis de l'eau brute utilisée par des stations de production d'eau potable, justifient l'intérêt de poursuivre le suivi afin de vérifier, sur une plus longue période, les écarts susceptibles de se produire en termes d'abondances de cyanobactéries et de concentrations de cyanotoxines, les valeurs maximales enregistrées, de même que les possibles tendances à la hausse des épisodes.

Par ailleurs, lors des trois années de suivi, soit 2001, 2002 et 2003, comme les échantillonnages étaient, sauf exception, réalisés à des dates prédéterminées et à une fréquence bimensuelle, il est possible qu'à certains moments, l'eau brute ait présenté des abondances de cyanobactéries supérieures à celles mesurées dans le cadre du calendrier d'échantillonnage. Cette préoccupation est d'ailleurs soulignée par Chorus *et al.* (2000), qui affirment que même une fréquence d'échantillonnage hebdomadaire ou bihebdomadaire présente le risque de passer à côté des valeurs maximales.

Cependant, comme elles ne peuvent pas être prédites, les variations dans l'abondance des cyanobactéries constituent une contrainte qui s'avère difficile à prendre en compte, si ce n'est par le prélèvement d'échantillons supplémentaires lors de situations exceptionnelles ou par un échantillonnage plus fréquent (un ou plusieurs échantillons par semaine), ce qui n'était pas possible dans le présent cas compte tenu des contraintes budgétaires. Néanmoins, la fréquence établie a permis d'obtenir un portrait général de la problématique touchant les différentes prises d'eau étudiées, ce qui permettra de mieux évaluer les actions préventives à recommander aux exploitants des stations pour s'assurer d'une efficacité adéquate de traitement dans toutes les conditions constatées. Ces mesures constituent des réactions à court terme, à des fins de protection de la qualité de l'eau potable, qui doivent néanmoins être appuyées par des stratégies à plus long terme de réduction des apports nutritifs dans les milieux aquatiques.

### 3.3. Cyanobactéries et cyanotoxines dans l'eau traitée

Comme nous l'avons expliqué à la section précédente, les résultats des analyses de l'eau brute des stations participantes ont montré la présence d'abondances importantes de cyanobactéries dans les sources d'approvisionnement; ces cyanobactéries, souvent à potentiel de production de cyanotoxines, étaient associées, dans environ le tiers des cas, à une concentration détectable de cyanotoxines (voir tableau 11).

Compte tenu de l'impossibilité de prédire les périodes durant lesquelles les cyanotoxines sont susceptibles d'être produites ou libérées en quantités importantes par les cyanobactéries présentes dans le milieu et à proximité de la prise d'eau, il s'avère important d'évaluer le potentiel des installations de traitement pour l'élimination des cellules de cyanobactéries et des cyanotoxines dissoutes.

#### 3.3.1. Abondances de cyanobactéries mesurées dans l'eau traitée

Le tableau 16 présente, pour chaque station et chaque année, la proportion des échantillons d'eau traitée avec une concentration détectable de cyanobactéries, de même que les abondances maximales de cyanobactéries mesurées.

**Tableau 16** Nombre et proportion d'échantillons d'eau traitée contenant des cyanobactéries et abondances maximales en 2001, 2002 et 2003

		Stations					
		Plessisville	Daveluyville	Bedford	Farnham	Saint-Damase	Saint-Hyacinthe
Nombre (et proportion) d'échantillons d'eau traitée contenant des cyanobactéries	2001	5 (55,6 %)	6 (66,7 %)	9 (100 %)	-	-	-
	2002	6 (60 %)	2 (33,3 %)	5 (83,3 %)	-	-	1 (100 %)
	2003	7 (70 %)	8 (88,9 %)	8 (88,9 %)	9 (100 %)	4 (100 %)	9 (90 %)
Abondance maximale (cellules/ml)	2001	111	516	4 783	-	-	-
	2002	91	22	320	-	-	4
	2003	164	301	236	246	7,5	1 011

Bien que la plupart des échantillons d'eau traitée aient montré la présence de cellules de cyanobactéries, les abondances se sont généralement avérées faibles, à l'exception des abondances mesurées à la station de Bedford en 2001. Compte tenu de la présence en densités beaucoup plus importantes de cyanobactéries dans l'eau brute des stations, les traitements appliqués montrent donc une bonne efficacité générale dans l'élimination des cellules de cyanobactéries.

Des analyses complémentaires de turbidité ont été réalisées, en 2002 et 2003, sur l'eau traitée des stations participantes lors des échantillonnages. Les résultats de ces analyses, qui peuvent confirmer la bonne performance générale de ces stations, ne sont cependant présentés ici qu'à titre indicatif puisque, dans certaines stations, l'ajout de certains composés chimiques à la sortie du traitement peut influencer à la hausse la turbidité de l'eau par rapport aux résultats du suivi en continu de la turbidité de l'eau à la sortie des filtres exigé par le *Règlement sur la qualité de l'eau potable*.

En 2003, aux stations de Plessisville, de Saint-Hyacinthe et de Bedford, la turbidité maximale mesurée dans l'ensemble des échantillons s'élevait à 0,28 UTN, tandis que la médiane était de 0,13 UTN. L'ensemble des échantillons d'eau traitée prélevés à ces trois stations respectaient donc le seuil de 0,5 UTN (95 % des valeurs) figurant à l'article 24 du *Règlement sur la qualité de l'eau potable* en ce qui concerne les stations réalisant une filtration. Toutefois, aux stations de Farnham et de Daveluyville, des turbidités occasionnellement supérieures à 1 UTN ont été obtenues en 2003, tandis qu'à la station de Saint-Damase, une valeur de turbidité légèrement supérieure à 0,5 UTN a été mesurée.

Drikas *et al.* (2001) soulignent que l'élimination des cyanobactéries lors de la production d'eau potable constitue une étape difficile, notamment à cause des caractéristiques suivantes des cyanobactéries : petite taille (certaines espèces), faible gravité spécifique, faible densité cellulaire et charge négative de leur surface. Compte tenu de l'âge et des caractéristiques variables des installations de filtration des stations participantes, il est possible que ces facteurs entraînent davantage de difficultés dans certaines stations que dans d'autres.

Des valeurs de turbidité de l'eau traitée supérieures à 0,5 UTN à la sortie des filtres constituent davantage une préoccupation à l'égard de l'élimination insuffisante des protozoaires susceptibles d'être présents dans l'eau brute, qu'à l'égard de la présence possible des cyanobactéries et leurs cyanotoxines dans l'eau traitée. Cela est d'autant plus vrai que plusieurs des espèces de cyanobactéries détectées dans l'eau traitée des stations participantes ne sont pas, d'après la documentation consultée, productrices de cyanotoxines. Ainsi, le genre le plus fréquemment détecté dans l'eau traitée des stations est *Chroococcus*, dont aucune espèce ne fait partie des espèces à potentiel toxique répertoriées dans la documentation (Sivonen et Jones 1999; Duy *et al.* 2000; Yoo *et al.* 1995; Ransom *et al.* 1994; Utkilen *et al.* 2001; Haider *et al.* 2003; Skulberg *et al.* 1993). D'autre part, on ne trouve aucune donnée relative au potentiel du genre *Chroococcus* de produire des composés susceptibles de causer des gastro-entérites à la suite de leur ingestion (voir section 1).

### 3.3.2. Concentrations de cyanotoxines

Le tableau 17 montre le petit nombre d'échantillons d'eau traitée ayant présenté des concentrations détectables de cyanotoxines. De façon globale, le pourcentage d'échantillons positifs a été maximal en 2001, et minimal en 2003. Ce résultat est cohérent, si l'on considère le plus faible pourcentage d'échantillons d'eau brute ayant présenté des concentrations détectables de cyanotoxines totales (extracellulaire et intracellulaire) en 2003 par rapport aux deux années précédentes (voir section 3.1).

**Tableau 17 Nombre et pourcentage d'échantillons d'eau traitée ayant présenté des concentrations détectables de cyanotoxines totales en 2001, 2002 et 2003**

	Cyanotoxines	
	Nombre total d'échantillons	Nombre total (et proportion) d'échantillons avec concentration détectable de cyanotoxines
2001	27	4 (15 %)
2002	24	0 (0 %)
2003	51	1 (2 %)

Le tableau 18 présente les concentrations maximales de cyanotoxines mesurées dans l'eau traitée des différentes stations. Ce tableau permet d'observer que la concentration maximale de microcystine-LR, mesurée dans l'eau traitée, provient de la station de Bedford, et que celle-ci s'est avérée près de 35 fois inférieure à la concentration maximale acceptable de microcystine-LR, établie à 1,5 µg/l par Santé Canada (2002). En comparaison, lors d'une étude réalisée dans un grand nombre de stations de production d'eau potable aux États-Unis, Carmichael (2003) rapporte que seuls deux échantillons d'eau traitée ont montré des concentrations de microcystine-LR supérieures à 1 µg/l. Dans une étude réalisée en 1998 et 1999, Karner *et al.* (2001) rapportent que les concentrations maximales de microcystines dans l'eau traitée de stations de production d'eau potable affectées par les cyanobactéries étaient inférieures à 0,005 µg/l, alors que les concentrations dans l'eau brute de ces stations avaient atteint 1,2 µg/l. Santé Canada (2002) mentionne pour sa part que « les concentrations de microcystine-LR dépassent de temps en temps 0,5 µg/l [dans l'eau traitée] dans les provinces où l'on a effectué des mesures jusqu'à maintenant ».

**Tableau 18 Valeurs maximales de cyanotoxines mesurées dans l'eau traitée**

	Valeurs maximales (µg/l)			
	MC-LR	MC-RR	MC-YR	A-a
Plessisville	ND	ND	ND	0,037 (2001)
Daveluyville	ND	ND	ND	0,05 (2001)
Bedford	0,043 (2001)	ND	ND	ND
Farnham	ND	ND	ND	ND
Saint-Damase	ND	ND	ND	ND
Saint-Hyacinthe	0,03 (2003)	ND	0,03 (2003)	ND
Maximum	0,043	ND	0,03	0,05

ND : non détectée

D'autre part, bien que des concentrations détectables de cyanotoxines aient pu être mesurées à au moins une occasion dans l'eau brute de cinq des six stations participantes, en ce qui a trait à l'eau traitée, des concentrations détectables n'ont été mesurées que dans quatre d'entre elles. Par ailleurs, trois de ces stations utilisaient du charbon actif en poudre et une autre, de l'ozone, au moment où ces concentrations ont été mesurées. Bien que le charbon utilisé ait probablement permis de diminuer les concentrations de cyanotoxines dans l'eau traitée, il faut rappeler les résultats obtenus par Lambert *et al.* (1996) à l'effet que de faibles concentrations de cyanotoxines sont plus difficilement éliminées par le charbon actif, particulièrement lorsque de la matière organique est présente dans l'eau ou qu'un biofilm s'est formé sur le charbon.

Tout comme dans le cas de l'eau brute, c'est la microcystine-LR qui a été détectée le plus fréquemment dans les échantillons d'eau traitée; sa présence en concentrations détectables est cohérente, si l'on considère les constats établis dans différents pays (Santé Canada, 2002). Le fait de ne rechercher que cette espèce, comme dans certaines études, peut néanmoins contribuer à biaiser cette conclusion; ainsi, Hee-Mock *et al.* (2001) rapportent qu'en Corée, c'est la microcystine-RR qui s'est avérée la plus fréquemment détectée dans les échantillons prélevés. Craig *et al.* (1993) rapportent la détection de microcystine-LL, de microcystine-LV, de microcystine-LM et de microcystine-LF dans un lac de l'Alberta envahi par des fleurs d'eau de cyanobactéries.

En termes de concentration, une valeur légèrement plus élevée d'anatoxine-a que de microcystine-LR a pu être détectée dans un échantillon. Bien qu'aucun pays n'ait jusqu'à maintenant adopté de norme à l'égard de l'anatoxine-a dans l'eau potable, la concentration maximale mesurée (0,05 µg/l, voir tableau 18) reste néanmoins bien en-deçà de la valeur de 1 µg/l jugée sécuritaire par Fawell *et al.* (1999), valeur calculée à partir des résultats de son étude.

À l'exception de la station de Saint-Hyacinthe, qui applique une préchloration de l'eau brute, la détection peu fréquente de cyanotoxines dans les échantillons d'eau traitée peut vraisemblablement résulter d'une bonne capacité des stations à assurer l'élimination des cyanobactéries sans faire éclater ces dernières et sans libérer les cyanotoxines intracellulaires. Celles-ci étaient en effet présentes en concentrations plus importantes dans les échantillons d'eau brute analysés, comme nous l'avons mentionné à la section 3.1.4. L'application généralisée d'une préchloration aurait pu résulter en des concentrations plus importantes de cyanotoxines dans l'eau traitée de certaines stations, particulièrement celle de Farnham où le charbon actif n'est pas utilisé. La lyse cellulaire pouvant résulter de l'application d'une préchloration à la station de Saint-Hyacinthe pourrait, pour sa part, être annulée par l'utilisation combinée d'ozone et de charbon actif par la suite; cette hypothèse n'a cependant pu être vérifiée dans le présent suivi.



## 4. Conclusion

### 4.1. Résumé

Les résultats obtenus dans le cadre du *Programme de surveillance de la qualité de l'eau potable* concernant les cyanobactéries et leurs toxines pour les années 2001, 2002 et 2003 montrent l'occurrence de fleurs d'eau de cyanobactéries dans trois milieux aquatiques québécois servant de source d'approvisionnement en eau potable, soit la rivière Bécancour, la rivière Yamaska et la baie Missisquoi. Le nombre de stations faisant l'objet d'un suivi est passé de trois, en 2001, à six, en 2003. Les abondances de cyanobactéries mesurées aux prises d'eau de ces stations, soit dans la partie inférieure de la colonne d'eau, sont souvent supérieures au seuil d'alerte proposé par Bartram *et al.* (1999) pour l'approvisionnement en eau potable, soit 2 000 cellules/ml. Aussi, ces abondances sont susceptibles de générer une turbidité que le traitement appliqué devra être en mesure de réduire afin de ne pas nuire à la désinfection appliquée. Des cyanotoxines ont également pu être détectées dans l'eau brute des stations suivies, à des concentrations parfois supérieures à la concentration maximale acceptable établie par Santé Canada (2002) pour la microcystine-LR. Il faut donc que le procédé de traitement puisse assurer en tout temps l'élimination des cyanotoxines avant la distribution de l'eau produite.

Néanmoins, les échantillons d'eau traitée prélevés aux stations montrent, en règle générale, une très bonne efficacité de traitement, associée à de faibles densités de cellules de cyanobactéries, et une turbidité inférieure à 0,5 UTN. Quant aux cyanotoxines, elles n'ont été que rarement détectées dans l'eau traitée, ou détectées à des valeurs de 30 à 50 fois inférieures à la concentration maximale acceptable de 1,5 µg/l établie par Santé Canada (2002) pour la microcystine-LR.

### 4.2. Recommandations

Compte tenu de l'impossibilité de prédire de brusques variations des concentrations de cyanotoxines et des abondances de cyanobactéries, il convient que le traitement appliqué aux stations affectées, suivies ou non dans le cadre du *Programme de surveillance de la qualité de l'eau potable*, puisse assurer en tout temps l'élimination adéquate des cellules de cyanobactéries et des cyanotoxines dissoutes dans l'eau, par l'application de traitements reconnus pour leur efficacité dans de telles conditions. À la lumière des résultats de leurs études, Fastner *et al.* (1999) et Carmichael (2001) proposent d'ailleurs de tenir systématiquement pour acquise la présence de cyanotoxines lorsque des cyanobactéries à potentiel toxique sont détectées dans un milieu aquatique, comme l'ont révélé la grande majorité des échantillons prélevés aux six stations.

D'autres milieux aquatiques québécois servant de source d'approvisionnement en eau potable pourraient éventuellement être envahis par des fleurs d'eau de cyanobactéries. Or, il demeure actuellement difficile de prédire quels seront les milieux aquatiques qui seront

éventuellement affectés, compte tenu du grand nombre de facteurs en jeu et des connaissances à acquérir sur le développement des cyanobactéries dans les conditions environnementales que connaissent les différentes régions du Québec. Il importe donc, pour les exploitants d'installations de production d'eau potable, et particulièrement celles qui s'approvisionnent en eau de surface, d'assurer une surveillance de la qualité de l'eau brute au regard de la présence de fleurs d'eau ou de phénomènes inhabituels. Les personnes concernées gagneraient à prêter attention aux changements qui y surviennent, et davantage, à participer à des efforts de sensibilisation et de concertation à l'égard de la protection de leur source d'approvisionnement. La protection des sources d'eau potable fait d'ailleurs partie des axes prioritaires de la *Politique nationale de l'eau* du gouvernement du Québec (2003).

Différentes pratiques devraient être adoptées par les exploitants d'installations de production d'eau potable afin de suspecter rapidement une prolifération de cyanobactéries dans la source d'approvisionnement. L'observation régulière du milieu aquatique par un œil averti pourrait permettre de remarquer des changements de couleur et de texture de l'eau. Aussi, le développement d'odeurs et de goûts particuliers de l'eau, la présence d'une coloration verte sur les filtres ou des variations soudaines de certains paramètres physico-chimiques peuvent s'avérer des indices à considérer sérieusement. Par exemple, des hausses marquées de pH préalables à l'apparition de cyanobactéries ont été rapportées à certaines stations (M. Bernier, comm. pers. 2002; R. Bolduc, comm. pers. 2003). Il faut néanmoins rappeler que ces indices ne sont pas spécifiques aux cyanobactéries et que différents types d'algues ou des situations particulières (ex. : pluie abondante) peuvent également provoquer de tels phénomènes. En cas de doute, des vérifications plus poussées doivent être réalisées.

Lorsque l'exploitant d'une installation de production d'eau potable présume ou constate des abondances importantes de cyanobactéries, il devrait prévenir le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs et la Direction de santé publique. Il devrait ensuite réaliser un suivi de l'évolution de la situation et évaluer la capacité de l'installation de traitement à assurer l'élimination des cellules de cyanobactéries et des cyanotoxines, en collaboration avec un spécialiste possédant une expertise suffisante dans le domaine, compte tenu du grand nombre de facteurs à considérer (voir section 3.2). La détection précoce du problème permet une meilleure prise en charge de la situation et peut contribuer à sensibiliser les autres usagers de ces milieux aquatiques.

Il importe également que les milieux de la recherche développent une plus grande expertise à l'égard de l'efficacité réelle des différentes technologies de production d'eau potable utilisées au Québec, et ce, en évaluant l'élimination des cyanobactéries et des cyanotoxines à des concentrations susceptibles d'être observées en situation réelle, et non à des concentrations artificiellement élevées. Hrudey *et al.* (1999) soulignent d'ailleurs le peu d'études portant sur l'efficacité, à l'échelle réelle, de stations qui doivent traiter une eau contenant des concentrations typiques de cyanobactéries et de cyanotoxines.

### 4.3. Perspectives

Ce rapport porte exclusivement sur l'impact, pour la qualité de l'eau potable du Québec, des proliférations de cyanobactéries survenant dans les sources d'approvisionnement. Dans le cadre de son *Programme de surveillance de la qualité de l'eau potable*, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs documente différentes problématiques émergentes en matière de qualité de l'eau potable au Québec. Les données recueillies peuvent contribuer à évaluer plus précisément le risque encouru par la population et à soutenir, lorsque la chose est pertinente, l'ajout de normes ou d'exigences à la réglementation en vigueur en matière d'eau potable au Québec.

Au cours des prochaines années, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs entend poursuivre, dans le cadre de son programme de surveillance, l'acquisition de connaissances à l'égard des cyanobactéries et des cyanotoxines aux prises d'eau potable envahies par les cyanobactéries. Cette orientation vise à mettre en perspective les résultats obtenus aux stations suivies dans les premières années et à évaluer la progression de la situation dans les sources d'approvisionnement d'eau potable du Québec. Le mode de suivi pourra notamment être optimisé de façon à pouvoir documenter les éventuelles abondances de cyanobactéries particulièrement importantes.

D'autre part, afin de répondre à de nouvelles interrogations, le programme de surveillance peut orienter la mise au point de nouvelles méthodes analytiques par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. À cet égard, la présence rapportée d'autres cyanotoxines, dont la nodularine, la cylindrospermopsine, la saxitoxine et la néosaxitoxine, dans les plans d'eau de différents pays (Fitzgerald *et al.* 1999; Sivonen et Jones 1999), de même que la présence confirmée, notamment dans l'État du New Hampshire, de variétés d'*Aphanizomenon flos-aquae* capables de produire notamment la saxitoxine et la néosaxitoxine (Carmichael, 2001), constituent une préoccupation émergente. L'Organisation mondiale de la santé (2004) désigne la cylindrospermopsine comme l'une des cyanotoxines susceptibles de se trouver le plus fréquemment en concentrations élevées. D'ailleurs, « il se peut que les neurotoxines soient plus répandues qu'on ne le croit actuellement, étant donné plus particulièrement qu'on a établi un lien entre un grand nombre d'algues neurotoxigènes et la mort de bétail aussi bien que d'animaux domestiques », souligne Santé Canada (2002). La mise au point des méthodes analytiques permettant la détection de ces autres cyanotoxines est donc envisagée, afin de pouvoir poursuivre l'évaluation de la situation des stations de production d'eau potable touchées par la prolifération des cyanobactéries dans différents milieux aquatiques.

Enfin, la réduction de l'exposition de la population aux cyanotoxines doit passer par la protection adéquate des milieux aquatiques afin d'éviter la prolifération des cyanobactéries. L'évaluation de l'ensemble des sources de pollution d'un milieu aquatique et la mise en œuvre de mesures visant à les éliminer sont requises afin de prévenir la dégradation plus importante du milieu. Une telle approche, en plus d'apporter d'importants bénéfices pour la qualité de l'approvisionnement en eau potable, permet de protéger d'autres usages de l'eau, dont les activités récréatives, et son utilisation dans la production agroalimentaire.

## Références

- ANNADOTTER, H., G. CRONBERG, L. LAWTON, H.-B. HANSSON, U. GÖTHE et O. SKULBERG, 2001. « An Extensive Outbreak of Gastroenteritis Associated with the Toxic Cyanobacterium *Planktothrix agardhii* (Oscillatoriales, Cyanophyceae) in Scania, South Sweden », Dans *Cyanotoxins – Occurrence, Causes, Consequences*, New York, Ed. Chorus, Ingrid, Heidelberg, 200-208.
- BARTRAM, J., M. BURCH, I.R. FALCONER, G. JONES et T. KUIPER-GOODMAN, 1999. « Situation assessment, planning and management », Dans *Toxic Cyanobacteria in Water A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Londres, Ed. Chorus, Ingrid et Jamie Bartram, au nom de l'Organisation mondiale de la santé, E & F Spon, 179-209.
- BLAIS, S, 2002. La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Missisquoi en 2001, *Agrosol* 13(2) : 103-110.
- BRUCHET, A. et J. P. DUGUET, 2004. Role of oxidants and disinfectants on the removal, masking and generation of tastes and odours, *Water Science & Technology* 49(9): 297-306.
- CARMICHAEL, W. W, 2001. *Assessment of Blue-Green Algal Toxins in Raw and Finished Drinking Water*, Denver, AWWA Research Foundation and American Water Works Association, 179 p.
- CARMICHAEL, W. W., S. M. F. O. AZEVEDO, J. S. ANM, R. J. R. MOLICA, E. M. JOCHIMSEN, S. LAU, K. L. RINEHART, G. R. SHAW et J. K. EAGLESHAW, 2001. Human Fatalities from Cyanobacteria: Chemical and Biological Evidence from Cyanotoxins, *Environmental Health Perspectives* 109(7): 663-668.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC, 2003. *Détermination des microcystines dans les eaux de surface et l'eau potable : dosage par chromatographie liquide couplé à un spectromètre de masse de type MS/MS*. MA 403 – Microcystis 1.0, Québec, ministère de l'Environnement du Québec, 20 p.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC, 2004. *Identification, dénombrement et estimation de la biomasse des cyanobactéries et des autres algues*. MA 800 – Cyano 1.0. Document de travail, Québec, ministère de l'Environnement du Québec, 10 p.
- 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, 151 p.

CHORUS, I., I. R. FALCONER, H. J. SALAS, J. BARTRAM, 2000. Health risks caused by freshwater cyanobacteria in recreational waters, *Journal of Toxicology and Environmental Health*, (Part B) 3: 323-347.

CODD, G. A. Cyanobacterial toxins: occurrence, properties and biological significance, *Water Science & Technology*, 32(4): 149-156.

CODD, G. A., S. G. BELL, K. KAYA, C. J. WARD, K. A. BEATTIE et J.S. METCALF, 1999. Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health, *European Journal of Phycology* 34: 405-415.

CRAIG, M., T. L. McCREADY, H. A. LUU, M. A. SMILLIE, P. DUBORD et C. F. B. Holmes. Identification and characterization of hydrophobic microcystins in canadian freshwater cyanobacteria, *Toxicon* 31(12): 1541-1549.

DONATI, C., M. DRIKAS, R. HAYES et G. NEWCOMBE, 1994. Microcystin-LR: adsorption by powdered activated carbon. *Water Research* 28(8): 1735-1742.

DRIKAS, M., C. W. K. CHOW, J. HOUSE et M. D. BURCH, 2001. Using coagulation, flocculation and settling to remove toxic cyanobacteria. *Journal AWWA* 93(2): 100-111.

DUY, T. N., P. K. S. LAM, G. R. SHAW et D.W. CONNELL, 2000. Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 163: 113-186.

ELHADI, S. L. N., P. M. HUCK et R. M. SLAWSON, 2004. Removal of geosmin and 2-methylisoborneol by biological filtration. *Water Science & Technology* 49(9): 273-280

FALCONER, I. R. 1999. An Overview of Problems Caused by Toxic Blue-Green Algae (Cyanobacteria) in Drinking and Recreational Water. *Environmental Toxicology* 14: 5-12.

FASTNER, J., U. NEUMANN, B. WIRSING, J. WECKESSER, C. WIEDNER, B. NIXDORF et I. CHORUS, 1999. Microcystins (Hepatotoxic Heptapeptides) in German Fresh Water Bodies. *Environmental Toxicology* 14: 13-22.

FAWELL, J. K., R. E. MITCHELL, R. E. HILL et D. J. EVERETT, 1999. The toxicity of cyanobacterial toxins in the mouse: II anatoxin-a. *Human & Experimental Toxicology* 18(3): 168-173.

FINDLAY, D. L. et H. J. KLING, 1979. *A Species List and Pictorial Reference to the Phytoplankton of Central and Northern Canada*. Part I and II. Fisheries and Marine Service. Winnipeg, Manuscript Report No. 1503, 619 p.

FROMME, H., A. KÖHLER, R. KRAUSE et D. FÜHRLING, 2000. Occurrence of Cyanobacterial Toxins – Microcystins and Anatoxin-a – in Berlin Water Bodies with Implications to Human Health and Regulations. *Environmental Toxicology* 15: 120-130.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 2003. *Politique nationale de l'eau*. Environdoq ENV/2002/0310, 94 p.

Disponible à : <http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/politique/politique-integral.pdf>

HAIDER, S. V. NAITHANI, P.N. VISWANATHAN, P. KAKKAR, 2003. Cyanobacterial toxins: a growing environmental concern. *Chemosphere* 52: 1-21.

HARADA, K.-I., F. KONDO et L. LAWTON, 1999. « Laboratory analysis of cyanotoxins ». Dans *Toxic Cyanobacteria in Water A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Londres, Ed. Chorus, Ingrid et Jamie Bartram, au nom de l'Organisation mondiale de la santé, E & F Spon, 369-405.

HEE-MOCK, O., J. L. SEOG, K. JEE-HWAN, K. HEE-SIK et Y. BYUNG-DAE, 2001. Seasonal Variation and Indirect Monitoring of Microcystin Concentrations in Daechung Reservoir, Korea. *Applied and Environmental Microbiology* 67(4) : 1484-1489.

HITZFIELD, B. C., S. J. HÖGER et D. R. DIETRICH, 2000. Cyanobacterial Toxins: Removal during Drinking Water Treatment, and Human Risk Assessment. *Environmental Health Perspectives* 108(supp. 1): 113-122.

HOEGER, S. J., D. R. DIETRICH et B. C. HITZFIELD, 2002. Effect of Ozonation on the Removal of Cyanobacterial Toxins during Drinking Water Treatment. *Environmental Toxicology* 110(11) : 1127-1132.

HRUDEY, S., M. BURCH, M. DRIKAS et R. GREGORY, 1999. « Remedial measures ». Dans *Toxic Cyanobacteria in Water A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Londres, Ed. Chorus, Ingrid et Jamie Bartram, au nom de l'Organisation mondiale de la santé, E & F Spon, 275-312.

IZAGUIRRE, G. et W. D. TAYLOR, 2004. A guide to geosmin - and MIB – producing cyanobacteria in the United States. *Water Sci Tech* 49(9): 19-24

JANSE, I., W. E. A. KARDINAAL, M. MEIMA, J. FASTNER, P. M. VISSER et G. ZWART, 2004. Toxic and Nontoxic Microcystis Colonies in Natural Populations Can Be Differentiated on the Basis of rRNA Gene Internal Transcribed Spacer Diversity. *Applied and Environmental Microbiology* 70(7): 3979-3987.

JOCHIMSEN, E. M., W. W. CARMICHAEL, J. S. AN, D. M. CARDO, S. T. COOKSON, C. E. M. HOLMES, M. B. D. ANTUNES, D. A. DEMELO, T. M. LYRA, V. S. T. BARRETO, S. M. F. O. AZEVEDO et W. R. JARVIS, 1998. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. *New England Journal of Medicine* 338: 873-878.

JONES, G. J., D. G. BOURNE, R. L. BLAKELEY et H. DOELLE, 1994. Degradation of the Cyanobacterial Hepatotoxin Microcystin by Aquatic Bacteria. *Natural Toxins 2* : 228-235.

JUNG, S.-W., K.-H. BAEK et M.-J. YU. 2004. Treatment of taste and odor material by oxidation and adsorption. *Water Science & Technology* 49(9): 289-295.

KARNER, D. A., J. H. STANDRIDGE, G. W. HARRINGTON et R.P. BARNUM, 2001. Microcystin algal toxins in source and finished drinking water. *Journal AWWA* 93(8): 72-81.

KELETI, G. et J. L. SYKORA, 1982. Production and Properties of Cyanobacterial Endotoxins. *Applied and Environmental Microbiology* 43(1): 104-109.

KNAPPE, D. R. U., R. C. BELK, D. S. BRILEY, S. R. GANDY, N. RASTOGI, A. H. RIKE, H. GLASGOW, E. HANNON, W. D. FRAZIER, P. KOHL et S. PUGSLEY, 2004. *Algae Detection and Removal Strategies for Drinking Water Treatment Plants*. Denver, American Water Works Association Research Foundation, 466 p.

KUIPER-GOODMAN, T., I. FALCONER et J. FITZGERALD, 1999. « Human health aspects ». Dans *Toxic Cyanobacteria in Water A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Londres, Ed. Chorus, Ingrid et Jamie Bartram, au nom de l'Organisation mondiale de la santé, E & F Spon, 113-153.

LAHTI, K., J. RAPALA, M. FÄRDIG, M. NIEMELÄ et K. SIVONEN, 1997. Persistence of cyanobacterial hepatotoxin, microcystin-LR in particulate material and dissolved in lake water. *Water Research* 31(5) : 1005-1012.

LAMBERT, T. W., C. F. B. HOLMES et S. E. HRUDEY, 1996. Adsorption of microcystin-LR by activated carbon and removal in full-scale water treatment. *Water Research* 30(6): 1411-1422.

MAATOUK, I., N. BOUAÏCHA, D. FONTAN et Y. LEVI, 2002. Seasonal variation of microcystin concentrations in the Saint-Caprais reservoir (France) and their removal in a small full-scale treatment plant. *Water Research* 36: 2891-2897.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, 2003a. *Bilan de la qualité de l'eau potable au Québec (janvier 1995 – juin 2002)*. Envirodoq ENV/2003/0324, 46 p.

Disponible à : <http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/potable/bilan03/bilan.pdf>

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, 2003b. *Atlas sur l'état de l'environnement au Québec*.

Disponible à : <http://www.menv.gouv.qc.ca/regards/atlas/phosphore.htm>

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, 2004. *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec*.

Disponible à : [http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/criteres\\_eau/index.htm](http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm)

MUR, L.R., O.M. SKULBERG et H. UTKILEN, 1999. « Cyanobacteria in the environment ». Dans *Toxic Cyanobacteria in Water A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Londres, Ed. Chorus, Ingrid et Jamie Bartram, au nom de l'Organisation mondiale de la santé, E & F Spon, 15-40.

NICHOLSON, B.C., J. ROSITANO et M.D. BURCH, 1994. Destruction of cyanobacterial peptide hepatotoxins by chlorine and chloramine. *Water Research* 28(6): 1297-1303.

OESTMAN, E., L. SCHWEITZER, P. TOMBOULIAN, A. CORADO et I.H. SUFFET, 2004. Effects of chlorine and chloramines on earthy and musty odors in drinking water. *Water Sci Tech* 49(9): 153-159

ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ, 2004. « Chapter 8 Chemical Aspects ». Dans *Guidelines for Drinking-Water Quality. Third Edition*.

Disponible à : [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/en/gdwq3\\_8.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/en/gdwq3_8.pdf)

PAERL, H.W. et D.E. MILLIE, 1996. Physiological ecology of toxic aquatic cyanobacteria. *Phycologia* 35(6 suppl.) : 160-167.

PARK, H.-D., B. KIN, E. KIM et T. OKINO, 1998. Hepatotoxic Microcystins and Neurotoxic Anatoxin-a in Cyanobacterial Bloom from Korean Lakes. *Environmental Toxicology and Water Quality* 13 : 225-234.

REYNOLDS, C.S. 1972. Growth, gas vacuolation and buoyancy in a natural population of a planktonic blue-green alga. *Freshwater Biology* 2: 87-106.

RESSOM, R, F.S. SOONG, J. FITZGERALD, L. TURCZYNOWITC, O. EL SAADI, D. RODER, T. MAYNARD et I. FALCONER, 1994. *Health effects of toxic cyanobacteria (blue-green algae)*. Canberra, National Health and Medical Research Council (NHMRC), 108 p.

ROSITANO, J., G. NEWCOMBE, B. NICHOLSON et P. SZTAJNBOK, 2001. Ozonation of NOM and algal toxins in four treated waters. *Water Research* 35(1): 23-32.

SANTÉ CANADA, 2002. Les toxines cyanobactériennes – Les microcystines-LR. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : pièces à l'appui*.

Disponible à : <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/eau/pdf/microcysf.pdf>

SCHMIDT, W. H. WILLMITZER, K. BORNMANN et J. PIETSCH, 2002. Production of Drinking Water from Raw Water Containing Cyanobacteria – Pilot Plant Studies for Assessing the Risk of Microcystin Breakthrough. *Environmental Toxicology* 17 : 375-385.

SHAWWA, A.R. et D.W. SMITH, 2001. Kinetics of Microcystin-LR Oxidation by Ozone. *Ozone Science and Engineering* 23 : 161-170.



SIVONEN, K. et G. JONES, 1999. « Cyanobacterial toxins ». Dans *Toxic Cyanobacteria in Water A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Londres, Ed. Chorus, Ingrid et Jamie Bartram, au nom de l'Organisation mondiale de la santé, E & F Spon, 41-111.

SIVONEN, K., S.I. NIEMELÄ, R.M. NIEMI, L. LEPISTÖ, T.H. LUOMA et L.A. RÄSÄNEN, 1990. Toxic cyanobacteria (blue-green algae) in Finnish fresh and coastal waters. *Hydrobiologia* 190 : 267-275.

SKULBERG, O.M., W.W. CARMICHAEL, G.A. CODD et R. SKULBERG, 1993. « Taxonomy of Toxic Cyanophyceae (Cyanobacteria) ». Dans *Algal Toxins in Seafood and Drinking Water*. Londres, Ed. Falconer, Ian R., Academic Press, 145-163.

SKULBERG, O.M., G.A. CODD et W.W. CARMICHAEL, 1984. Toxic Blue-Green Algal Blooms in Europe: A Growing Problem. *Ambio* 13(4): 244-247.

SVRCEK, C. et D. W. SMITH, 2004. Cyanobacteria toxins and the current state of knowledge on water treatment options : a review. *Journal of Environmental Engineering & Science* 3: 155-185.

TSUJI, K., T. WATANUKI, F. KONDO, M. F. WATANABE, S. SUZUKI, H. NAKAZAWA, M. SUZUKI, H. UCHIDA et K.-I. HARADA, 1995. Stability of microcystins from cyanobacteria – II. Effect of UV light on decomposition and isomerization. *Toxicon* 33(12): 1619-1631.

TSUJI, K., S. SETSUDA, T. WATANUKI, F. KONDO, H. NAKAZAWA, M. SUZUKI et K.-I. HARADA, 1996. Microcystin Levels During 1992-95 for Lakes Sagami and Tsukui-Japan. *Natural Toxins* 4: 189-194.

TSUJI, K., T. WATANUKI, F. KONDO, M.F. WATANABE, H. NAKAZAWA, M. SUZUKI, H. UCHIDA et K.-I. HARADA, 1997. Stability of microcystins from cyanobacteria – IV. Effect of chlorination on decomposition. *Toxicon* 35(7): 1033-1041.

TUNG. S.-C., T.-F. LIN, C.-L. LIU et S.-D. LAI, 2004. The effect of oxidants on 2-MIB concentration with the presence of cyanobacteria. *Water Science & Technology* 49(9): 281-288.

UTKILEN, H., O. M. SKULBERG, R. SKULBERG, N. GJØLME et B. UNDERDAL, 2001. « Toxic Cyanobacterial Blooms of Inland Waters in Southern Norway 1978-1998 ». Dans *Cyanotoxins – Occurrence, Causes, Consequences*. New York, Ed. Chorus, Ingrid, Heidelberg, 46-49.

VILALTA, E., H. GUASH, I. MUÑOZ, A. ROMANI, F. VALERO, J. J. RODRIGUEZ, R. ALCARAZ et S. SABATER, 2004. Nuisance odours produced by benthic cyanobacteria in a Mediterranean river. *Water Science & Technology* 49(9): 25-31.

WATSON, S. B. et J. RIDAL, 2004. Periphyton: a primary source of widespread and severe taste and odour. *Water Science & Technology* 49(9): 33-39.

WILLÉN, T. et R. MATTSSON, 1997. Water-blooming and toxin-producing cyanobacteria in Swedish fresh and brackish waters, 1981-1995. *Hydrobiologia* 353: 181-192.

YOO, R. S., W.W. CARMICHAEL, R.C. HOEHN et S.C. HRUDEY, 1995. *Cyanobacterial (blue-green algal) toxins: A Resource Guide*. Denver, American Water Works Association Research Foundation, 229 p.

YU, S.-Z, 1995. Primary prevention of hepatocellular carcinoma. *Journal of Gastroenterology and Hepatology* 10(6) : 674-682.

**Annexe 1 Paramètres complémentaires analysés, selon les années de suivi**

<b>Paramètres analysés</b>	<b>2001</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>
Turbidité (eau brute)		√	√
Turbidité (eau traitée)		√	√
Phosphore total (eau brute)			√
Chlorophylle a et phénophytines (eau brute)			√

## Annexe 2 Liste des espèces de cyanobactéries identifiées dans les échantillons d'eau brute, selon les stations et les années de suivi

Espèces de cyanobactéries	Plessisville			Daveluyville			Bedford			Saint-Hyacinthe		Farnham	Saint-Damase
	2001	2002	2003	2001	2002	2003	2001	2002	2003	2002	2003	2003	2003
<i>Anabaena constricta</i>													
<i>Anabaena flos-aquae</i>													
<i>Anabaena planctonica</i>													
<i>Anabaena solitaria</i>													
<i>Anabaena spiroides</i>													
<i>Anabaena sp.</i>													
<i>Anabaena wisconsinense</i>													
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>													
<i>Aphanizomenon gracile</i>													
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>													
<i>Aphanocapsa elachista</i>													
<i>Aphanotece clathrata</i>													
<i>Aphanotece clathrata var. brevis</i>													
<i>Aphanotece microspopra</i>													
<i>Aphanotece sp.</i>													
<i>Chroococcus dispersus</i>													
<i>Chroococcus dispersus var. minor</i>													
<i>Chroococcus limneticus</i>													
<i>Chroococcus minutus</i>													
<i>Chroococcus sp.</i>													
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>													
<i>Coelosphaerium naegilianum</i>													
<i>Dactylococcopsis smithii</i>													
<i>Gomphosphaeria aponica</i>													
<i>Gomphosphaeria lacustris</i>													
<i>Lyngbya limnetica</i>													
<i>Lyngbya mucicola</i>													
<i>Merismopedia elegans</i>													
<i>Merismopedia minima</i>													
<i>Merismopedia punctata</i>													
<i>Merismopedia sp.</i>													
<i>Microcystis flos-aquae</i>													
<i>Microcystis sp.</i>													
<i>Oscillatoria aghardii</i>													
<i>Oscillatoria lauterbonii</i>													
<i>Oscillatoria limnetica</i>													
<i>Oscillatoria tenuis</i>													
<i>Oscillatoria utermoehlii</i>													
<i>Phormidium mucicola</i>													
<i>Rhaborderma lineare</i>													
<i>Spirulina laxissima</i>													
<i>Tetrarcus ilsteri</i>													
<b>Total</b>	12	22	11	13	14	14	16	12	12	3	20	23	14

■ : identifiée

### Annexe 3 Détail des résultats obtenus à chaque station

Tableau A3.1a Sommaire des résultats obtenus en 2001 à la station de Plessisville (eau brute)

		Plessisville (eau brute)								
		2001-07-16	2001-07-30	2001-08-14	2001-08-28	2001-09-17	2001-10-02	2001-10-16	2001-10-29	2001-11-12
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,013	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND								
	Microcystine-RR (µg/l)	ND								
	Microcystine-YR (µg/l)	ND								
	Anatoxine-a (µg/l)	2,26								
	Total cyano. (cell./ml)	10 502	501	66	817	1 378	4 175	37	1 305	112
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	10 502	19	24	67	432	4 120	22	225	54
	Total autres algues (cell./ml)	1 552	489	416	1 759	724	676	175	1 352	191

Tableau A3.1b Sommaire des résultats obtenus en 2001 à la station de Plessisville (eau traitée)

		Plessisville (eau traitée)								
		2001-07-16	2001-07-30	2001-08-14	2001-08-28	2001-09-17	2001-10-02	2001-10-16	2001-10-29	2001-11-12
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	0,037	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)									
	Microcystine-RR (µg/l)									
	Microcystine-YR (µg/l)									
	Anatoxine-a (µg/l)									
	Total cyano. (cell./ml)	23	0	0	111	0	8	1	0	8
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	23	0	0	0	0	8	0	0	8
	Total autres algues (cell./ml)	0	0	129	3	1	0	0	0	0

Tableau A3.2a Sommaire des résultats obtenus en 2001 à la station de Daveluyville (eau brute)

		Daveluyville (eau brute)								
		2001-07-17	2001-07-24	2001-07-30	2001-08-14	2001-08-29	2001-09-19	2001-10-09	2001-10-23	2001-11-06
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	0,126	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND							
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND							
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND							
	Anatoxine-a (µg/l)	1,67	0,93							
	Total cyano. (cell./ml)	302	3 717	501	0	94	5 335	6 262	1 179	251
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	302	3 072	19	0	8	4 066	616	0	36
	Total autres algues (cell./ml)	2 285	1 247	492	179	50	1 715	2 283	1 116	645

Tableau A3.2b Sommaire des résultats obtenus en 2001 à la station de Daveluyville (eau traitée)

		Daveluyville (eau traitée)								
		2001-07-17	2001-07-24	2001-07-30	2001-08-14	2001-08-29	2001-09-19	2001-10-09	2001-10-23	2001-11-06
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	0,05	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)		ND							
	Microcystine-RR (µg/l)		ND							
	Microcystine-YR (µg/l)		ND							
	Anatoxine-a (µg/l)		ND							
	Total cyano. (cell./ml)	117	91	0	0	1	14	516	0	16
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	31	66	0	0	0	1	283	0	0
	Total autres algues (cell./ml)	39	29	0	0	5	0	85	1	3

Tableau A3.3a Sommaire des résultats obtenus en 2001 à la station de Bedford (eau brute)

		Bedford (eau brute)								
		2001-07-31	2001-08-13	2001-08-21	2001-08-30	2001-09-05	2001-09-11	2001-09-19	2001-09-26	2001-09-26
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)		0,045	0,061	0,113	0,198	0,082	0,467	0,102	0,117
	Microcystine-RR (µg/l)		ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)		ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)		ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)		0,03	0,03	0,18	1,81	3,46			
	Microcystine-RR (µg/l)		ND	ND	ND	ND	ND			
	Microcystine-YR (µg/l)		ND	ND	ND	ND	ND			
	Anatoxine-a (µg/l)		ND	ND	ND	ND	ND			
	Total cyano. (cell./ml)	53	15 932	1 331	63 878	26 866	28 216	1 074 144	28 953	379 365
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	1	13 037	898	20 516	21 243	581	280 236	16 218	252 911
	Total autres algues (cell./ml)	116	67	0	0	1 197	1355	4916	9 126	984

Tableau A3.3b Sommaire des résultats obtenus en 2001 à la station de Bedford (eau traitée)

		Bedford (eau traitée)								
		2001-07-31	2001-08-13	2001-08-21	2001-08-30	2001-09-05	2001-09-11	2001-09-19	2001-09-26	2001-09-26
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)		ND	0,02	ND	ND	ND	ND	ND	0,043
	Microcystine-RR (µg/l)		ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)		ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)		ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)			ND						
	Microcystine-RR (µg/l)			ND						
	Microcystine-YR (µg/l)			ND						
	Anatoxine-a (µg/l)			ND						
	Total cyano. (cell./ml)	2	3 586	42	29	1	4 783	91	8	1
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	0	14	42	23	1	2 633	68	6	0
	Total autres algues (cell./ml)	168	0	44	0	0	0	0	0	1

Tableau A3.4a Sommaire des résultats obtenus en 2002 à la station de Plessisville (eau brute)

		Plessisville (eau brute)									
		2002-07-02	2002-07-16	2002-07-30	2002-08-13	2002-08-27	2002-09-10	2002-09-24	2002-10-08	2002-10-21	2002-11-04
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	0,055	0,024	ND	0,038	0,013	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	0,04	ND	ND	0,042	0,019	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	0,08	1,9	ND	ND	ND	0,026	ND	ND	ND
	Total cyano. (cell./ml)	24,9	468,5	3 473	14 888	355	6 638	2 988	8 592	309	148
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	19	437	3 222	14 000	73	1 658	650	8 325	242	11
	Total autres algues (cell./ml)	527,7	861,7	1 326	1 605	577	926	1 822	1 187	793	160

Tableau A3.4b Sommaire des résultats obtenus en 2002 à la station de Plessisville (eau traitée)

		Plessisville (eau traitée)									
		2002-07-02	2002-07-16	2002-07-30	2002-08-13	2002-08-27	2002-09-10	2002-09-24	2002-10-08	2002-10-21	2002-11-04
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Total cyano. (cell./ml)	0	0	0	91	24	56,7	13,6	29,9	0,7	0
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	0	0	0	91	0	0	6,8	29	0,7	0
	Total autres algues (cell./ml)	0	0	2,4	4	13	14,24	8,6	3,4	0,4	0,12



Tableau A3.5a Sommaire des résultats obtenus en 2002 à la station de Daveluyville (eau brute)

		Daveluyville (eau brute)					
		2002-07-04	2002-07-16	2002-07-29	2002-08-06	2002-08-26	2002-10-21
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	0,02	0,04	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Total cyano. (cell./ml)	302	219,4	3 155	894	437	500
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	19	85	2 552	622	198	442
	Total autres algues (cell./ml)	344	404,4	1 628	513	147	2 074

Tableau A3.5b Sommaire des résultats obtenus en 2002 à la station de Daveluyville (eau traitée)

		Daveluyville (eau traitée)					
		2002-07-04	2002-07-16	2002-07-29	2002-08-06	2002-08-26	2002-10-21
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Total cyano. (cell./ml)	0	0	0	0	3,7	22,1
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	0	0	0	0	1,5	13,6
	Total autres algues (cell./ml)	6	2,7	3,6	4	2,4	10,8

Tableau A3.6a Sommaire des résultats obtenus en 2002 à la station de Bedford (eau brute)

		Bedford (eau brute)					
		2002-07-16	2002-07-30	2002-08-12	2002-08-27	2002-09-10	2002-09-24
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	0,05	ND	0,06	0,05	0,046	0,012
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	0,3	0,14	0,14	0,79	0,17	0,17
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	0,13
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	0,05	0,009	0,019
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Total cyano. (cell./ml)	61 745	121 447	9 860	443 516	107 248	109 894
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	159	8	4 567	318 880	51 324	20 412
	Total autres algues (cell./ml)	64	1 013	1 048	368	368	1 717

Tableau A3.6b Sommaire des résultats obtenus en 2002 à la station de Bedford (eau traitée)

		Bedford (eau traitée)					
		2002-07-16	2002-07-30	2002-08-12	2002-08-27	2002-09-10	2002-09-24
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Total cyano. (cell./ml)	0	2,6	37	271,5	82	319,8
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	0	0	34	2	62	254,8
	Total autres algues (cell./ml)	0	0	4	0	0	4,84

Tableau A3.7a Sommaire des résultats obtenus en 2002  
à la station de Saint-Hyacinthe (eau brute)

		Saint-Hyacinthe (eau brute)	
		2002-09-10	2002-09-24
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	0,038	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	0,13	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	0,006	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	0,89	0,15
	Microcystine-RR (µg/l)	0,8	0,24
	Microcystine-YR (µg/l)	0,12	0,019
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	0,07
	Total cyano. (cell./ml)	173 212	
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	8 942	
	Total autres algues (cell./ml)	8 573	

Tableau A3.7b Sommaire des résultats obtenus en 2002  
à la station de Saint-Hyacinthe (eau traitée)

		Saint-Hyacinthe (eau traitée)	
		2002-09-10	2002-09-24
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND
	Total cyano. (cell./ml)	3,9	
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	1,5	
	Total autres algues (cell./ml)	0	

Tableau A3.8a Sommaire des résultats obtenus en 2003 à la station de Plessisville (eau brute)

		Plessisville (eau brute)									
		2003-07-02	2003-07-15	2003-07-29	2003-08-12	2003-08-26	2003-09-09	2003-09-23	2003-10-07	2003-10-21	2003-11-11
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	0,04	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Total cyano. (cell./ml)	1 108	98 800	8 822	2 152	5	5 231	215	6 622	22 094	192
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	0	5 500	8 811	2 129	0	5 189	0	6 499	17 374	152
	Total autres algues (cell./ml)	982	2 667	417	392	504	998	1 138	759	970	59

Tableau A3.8b Sommaire des résultats obtenus en 2003 à la station de Plessisville (eau traitée)

		Plessisville (eau traitée)									
		2003-07-02	2003-07-15	2003-07-29	2003-08-12	2003-08-26	2003-09-09	2003-09-23	2003-10-07	2003-10-21	2003-11-11
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Total cyano. (cell./ml)	0	163,6	91,82	63,15	0	25,66	0	17,1	141	4,5
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	0	76	91	57,65	0	24	0	15	82	2,6
	Total autres algues (cell./ml)	0,12	2,47	2,14	6,71	1,62	4,9	0,9	2,55	3,64	0

Tableau A3.9a Sommaire des résultats obtenus en 2003 à la station de Daveluyville (eau brute)

		Daveluyville (eau brute)								
		2003-07-07	2003-07-21	2003-07-29	2003-08-12	2003-08-25	2003-09-08	2003-09-23	2003-10-07	2003-10-21
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Total cyano. (cell./ml)	4,51	18 143	15 699	1 650	2 009	62	169	3 773	3 485
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	0	0	15 391	0	0	0	0	0	0
	Total autres algues (cell./ml)	17,96	7 383	1 294	789	528	21,4	128	853	1 683

Tableau A3.9b Sommaire des résultats obtenus en 2003 à la station de Daveluyville (eau traitée)

		Daveluyville (eau traitée)								
		2003-07-07	2003-07-21	2003-07-29	2003-08-12	2003-08-25	2003-09-08	2003-09-23	2003-10-07	2003-10-21
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Total cyano. (cell./ml)	4,51	35,3	300,8	86	0,23	1,9	0,87	0	5,5
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	0	0	255,8	62	0	1,9	0,27	0	5,5
	Total autres algues (cell./ml)	18,57	25,36	27,99	184	2,67	0,22	0,15	0	3,91

Tableau A3.10a Sommaire des résultats obtenus en 2003 à la station de Bedford (eau brute)

		Bedford (eau brute)								
		2003-07-02	2003-07-15	2003-07-29	2003-08-12	2003-08-26	2003-09-09	2003-09-23	2003-10-07	2003-10-23
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	0,04	ND	ND	ND	ND	0,07	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	0,013	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Total cyano. (cell./ml)	1 488	3 241	46 218	48 030	39 853	132 837	99 030	21 003	8 088
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	0	0	1 107	30 864	12 147	101 140	91 190	0	0
	Total autres algues (cell./ml)	351	2 017	1 754	2 311	3 353	3 377	2 477	661	2 614

Tableau A3.10b Sommaire des résultats obtenus en 2003 à la station de Bedford (eau traitée)

		Bedford (eau traitée)								
		2003-07-02	2003-07-15	2003-07-29	2003-08-12	2003-08-26	2003-09-09	2003-09-23	2003-10-07	2003-10-23
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Total cyano. (cell./ml)	0	1,22	34,13	235,8	160,3	193,3	1,38	64	31,6
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	0	0	0	174,8	15,7	0	0,69	0	0
	Total autres algues (cell./ml)	3,32	3,28	0	6,2	4,25	2,07	0	273,8	10,18

Tableau A3.11a Sommaire des résultats obtenus en 2003 à la station de Saint-Hyacinthe (eau brute)

		Saint-Hyacinthe (eau brute)									
		2003-07-02	2003-07-15	2003-07-29	2003-08-12	2003-08-26	2003-09-09	2003-09-16	2003-09-23	2003-10-07	2003-10-21
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	0,21	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Total cyano. (cell./ml)	1 642	6 400	1438	49 785	4 244	9 160	72 295	39 715	130 894	2 317
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	0	1 050	0	49 354	1 948	8 980	11 532	7 473	0	21
	Total autres algues (cell./ml)	2 515	1 342,9	1 070	1 509	3 702	867	1 325	2 476	2 974	1 511

Tableau A3.11b Sommaire des résultats obtenus en 2003 à la station de Saint-Hyacinthe (eau traitée)

		Saint-Hyacinthe (eau traitée)									
		2003-07-02	2003-07-15	2003-07-29	2003-08-12	2003-08-26	2003-09-09	2003-09-16	2003-09-23	2003-10-07	2003-10-21
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	0,03	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	0,03	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Total cyano. (cell./ml)	0,72	0,24	137,8	98,8	212,2	119,53	115	37,08	1 011	0
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	0	0	1,7	69	172,1	12,53	0	0,68	0	0
	Total autres algues (cell./ml)	3,68	0	0,35	2,25	0,46	0	0	0	3,49	0,86

Tableau A3.12a Sommaire des résultats obtenus en 2003 à la station de Saint-Damase (eau brute)

		Saint-Damase (eau brute)			
		2003-08-26	2003-09-09	2003-09-23	2003-10-09
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND
	Total cyano. (cell./ml)	46 818	50 001	186 669	11 716
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	37 131	154	15 061	215
	Total autres algues (cell./ml)	4 381	15 899	10 028	4 444

Tableau A3.12b Sommaire des résultats obtenus en 2003 à la station de Saint-Damase (eau traitée)

		Saint-Damase (eau traitée)			
		2003-08-26	2003-09-09	2003-09-23	2003-10-09
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND
	Total cyano. (cell./ml)	1,04	7,5	1,43	4,8
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	1,04	0	0	0
	Total autres algues (cell./ml)	0,17	5,35	2,02	0,17



Tableau A3.13a Sommaire des résultats obtenus en 2003 à la station de Farnham (eau brute)

		Farnham (eau brute)								
		2003-07-02	2003-07-15	2003-07-29	2003-08-12	2003-08-26	2003-09-10	2003-09-23	2003-10-06	2003-10-21
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	0,03	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	0,34	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	0,2	ND	ND	ND
	Total cyano. (cell./ml)	6 084	29 034	157 172	19 496	74 308	285 886	165 346	2 743	17 650
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	3 534	12 367	42 866	5 443	17 482	27 122	9 410	2 414	0
	Total autres algues (cell./ml)	10 182	10 166	12 720	3 338	14 806	20 616	11 134	2 338	2 905

Tableau A3.13b Sommaire des résultats obtenus en 2003 à la station de Farnham (eau traitée)

		Farnham (eau traitée)								
		2003-07-02	2003-07-15	2003-07-29	2003-08-12	2003-08-26	2003-09-10	2003-09-23	2003-10-06	2003-10-21
Extracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Intracellulaire	Microcystine-LR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-RR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Microcystine-YR (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Anatoxine-a (µg/l)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Total cyano. (cell./ml)	0,12	6,23	246	173,7	129,02	169,36	68	29,33	54,79
	Total cyano. potentiel toxique (cell./ml)	0	0	0	9,2	13,7	20	0	28,13	4,6
	Total autres algues (cell./ml)	1,22	1,82	1,09	3,65	19,91	8,75	0,94	0,06	7,34